

**ENSAIO EXPLORATÓRIO DE OTIMIZAÇÃO DO
TRATAMENTO PRIMÁRIO DA ETAR DE BEIROLAS PARA
INCREMENTAR A EFICIÊNCIA ENERGÉTICA**
Aplicação de *Moringa oleifera* no processo de coagulação-floculação

Sara Amaral e Silva Lima de Oliveira

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientador: Doutor António José Guerreiro de Brito

Coorientador: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte

Coorientador: Doutora Ana Paula Bernardo Fialho de Sousa R. Teixeira

Júri:

Presidente: Doutor Rui Marçal de Campos Fernando, Professor Associado do
Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutor António José Guerreiro de Brito, Professor Associado com
agregação do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutora Andréa de Fátima Silva Santos, Investigadora na Universidade do
Minho.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor António Guerreiro de Brito, meu orientador, pela sua preocupação, paciência e ânimo durante todo este trabalho.

À Doutora Elizabeth Duarte, minha co-orientadora, por todo o seu carinho e amizade ao longo da minha formação académica.

À Doutora Ana Paula Teixeira, minha co-orientadora, por toda a sua ajuda durante este trabalho.

À Doutora Andréa Silva Santos, investigadora na Universidade do Minho, por todo o seu apoio à realização deste trabalho, em particular pela disponibilização da *Moringa oleífera*.

A toda a equipa do Laboratório de Química do Instituto Superior de Agronomia, por todo o seu apoio.

À minha Mãe que é a mulher mais importante deste mundo! Obrigada por toda a força naqueles momentos menos bons.

Ao meu Pai, um herói! Por toda a sua sabedoria e força.

Ao meu irmão, que amo como a mim mesma!

Aos meus avós, os meus segundos pais, que amo!

Ao resto da minha família, pelo apoio incondicional e amor que me dão.

Às minhas irmãs Andreia Fernandes e Joana Relvas, por todos estes anos a aturar-me e a apoiar-me como se de família de sangue se tratasse.

Às minhas grandes amigas Sara Pires e Sara Cardoso, por todo o apoio e motivação que me deram.

Ao meu melhor amigo Jorge Gomes, por todo o seu apoio!

À Andreia Silva e à Vera Sousa, pela amizade e carinho face aos bons e maus momentos.

Ao João Pedro Dinis, simplesmente por ter feito parte da minha vida.

A todos aqueles que não constam em cima, mas que de alguma forma marcaram a minha vida académica, um MUITO OBRIGADO!

RESUMO

Atualmente a redução da quantidade e tratamento de águas residuais são temáticas muito importantes na área da engenharia do ambiente. A necessidade de explorar a otimização do tratamento primário, um dos processos unitários integrado na linha de tratamento da fração líquida de uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR), e o aumento da produção de biogás das lamas geradas (fração sólida) foi a motivação para a elaboração desta dissertação

Neste estudo foram recolhidas e caracterizadas amostras representativas do fluxo de entrada e saída do decantador primário da ETAR de Beírolas. Foram realizados ensaios de coagulação-floculação (CF) com sementes trituradas de *Moringa oleifera* em *Jar-test*, de modo a compreender as propriedades coagulantes desta planta. *M. oleifera* é uma planta nativa do noroeste da Índia, Paquistão e Afeganistão. Estudos recentes têm demonstrado que as sementes desta planta atuam como agentes coagulantes e antimicrobianos.

As eficiências de remoção alcançadas para turbidez, CQO, CBO₅ e SST são de 86, 73, 66 e 79%, respetivamente. Foram esquematizados o cenário de referência e um cenário exploratório de otimização, atendendo a alguns pressupostos e valores teóricos. Os resultados obtidos indicam a diminuição de carga orgânica afluente ao tratamento secundário em 20%, aproximadamente, reduzindo os custos energéticos para arejamento, e um potencial aumento de produção de energia de 5%. O efeito sinérgico destes dois fatores pode incrementar a eficiência energética na ETAR.

Palavras-chave: águas residuais, coagulação-floculação, eficiência energética, *Moringa oleifera*, otimização, tratamento primário.

ABSTRACT

Currently the reduction of the amount and the wastewater treatment issues are very relevant in the area of Environmental Engineering. The need to explore the optimization of primary treatment, one of the integrated line treatment of liquid fraction of a wastewater treatment plant (WWTP), and increased production of biogas from sludge generated (solid fraction) unit processes was the motivation for the preparation of this dissertation.

In the present study were collected and characterized representative samples of flow of input and output in the primary settling tank of the Beirolas WWTP. Coagulation-flocculation assays and crushed seed of *Moringa oleifera* in Jar test were conducted in order to understand the coagulant properties of this plant. *M. oleifera* is a plant native to northwestern India, Pakistan and Afghanistan.

The removal efficiencies achieved for turbidity, COD, BOD₅ e TSS are 86, 73, 66 e 79%, respectively. The reference scenario and an exploratory optimization, given some presuppositions and theoretical values were sketched. The obtained results indicate a decrease of 20% of affluent organic load to the secondary treatment, reducing energy costs for aeration, and an increased potential for energy production, about 5%. The synergistic effect of these two factors can increase energy efficiency in WWTP.

Key words: wastewater, coagulation-flocculation, energy efficiency, *Moringa oleifera*, optimization, primary treatment.

EXTENDED ABSTRACT

This study aims to draw an exploratory scenario optimization of primary treatment by coagulation-flocculation process with crushed seeds of *Moringa oleifera*. Assays were performed in Jar-test to understand the adsorbent properties of this plant and its ability to remove colloidal/suspended matter.

M. oleifera is a tropical multipurpose tree belonging to the family *Moringaceae* that is commonly known as the miracle tree. Among many other properties, *M. oleifera* seeds contain a coagulant protein that can be used either in wastewater treatment. Coagulation-flocculation with *Moringa oleifera* seeds can be applied to high turbidity water, with high removal of color, turbidity and pathogenic agents.

Laboratory testing lasted for three months and was divided into two phases. In the first stage preliminary tests were made to determine optimal operational conditions. In the second phase of monitoring, tests were done, based on the determined optimal conditions, analyzing the parameters: turbidity, pH, EC, COD, BOD₅, TS, TSS, nitrate and soluble phosphorus.

The optimal conditions determined that applying 50 mg of ground seeds of *M. oleifera* in 400 ml of wastewater, rapid stirring at 120 rpm for 2 min, and slow agitation of 20 rpm for 15 min to sediment for 30 min was sufficient to obtain results satisfactory.

The results obtained in laboratory testing were compared with the data provided by AdP, demonstrating that the process of coagulation-flocculation with *M. oleifera* seeds benefits from higher removal efficiencies compared to the installed treatment process. Removal efficiencies of 86, 73, 66 and 79% for turbidity, COD, BOD₅ and TSS, respectively, were obtained as the primary treatment of WWTP presents removal efficiencies of 83, 66, 59 and 71%, for the same order of parameters.

The schematization of the reference and exploratory scenario and of the optimization scenario was made by preparing mass balances. The mass balances allow the determination of flow and organic load throughout the treatment process. For the preparation of these were considered some assumptions and values obtained in laboratory testing.

Through the prepared scenarios it was found that coagulation-flocculation with no reduction in the primary treatment affluent organic loading and therefore a cost reduction level in the aeration tank. It was also concluded that there is increased production of primary sludge, with higher levels in TSS, which in turn enhance the production of energy.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
EXTENDED ABSTRACT	ix
ÍNDICE DE QUADROS	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS	xv
ÍNDICE DE EQUAÇÕES	xvii
ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS	xix
1. INTRODUÇÃO E OBJETIVO	1
1.1 Introdução	1
1.2 Objetivo	3
2. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS E EFICIÊNCIA ENERGÉTICA	5
2.1 Águas residuais: características e processos de tratamento	5
2.2 Tratamento de águas residuais e eficiência energética	8
2.2.1 Considerações	8
2.2.2 Introdução aos processos de coagulação-floculação com biopolímeros	10
2.2.2.1 Fundamentos do processo de coagulação-floculação	10
2.2.2.2 Aplicação de coagulantes naturais	11
2.2.3 Valorização energética de lamas de ETAR	14
2.2.4 Águas residuais e energia: um desafio de integração	15
2.3 Caracterização da ETAR de Beírolas	16
2.3.1 Aspetos gerais	16
2.3.2 Descrição do sistema de tratamento	17
2.3.2.1 Pré-tratamento	17
2.3.2.2 Tratamento primário	18
2.3.2.3 Tratamento secundário	18
2.3.2.4 Tratamento terciário	18
2.3.2.5 Tratamento de lamas	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS	19

3.1	Metodologia	19
3.2	Preparação do biopolímero	21
3.3	Ensaio em <i>Jar-test</i> com sementes trituradas de <i>Moringa oleifera</i>	21
3.4	Elaboração dos cenários de referência e exploratório	22
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1	Caracterização do afluente e efluente do tratamento primário	25
4.2	Ensaio em <i>Jar-test</i> com sementes trituradas de <i>Moringa oleifera</i>	37
4.2.1	Fase I – ensaios preliminares.....	37
4.2.2	Fase II – ensaios de monitorização.....	39
4.3	Cenário de referência	48
4.4	Cenário exploratório de otimização	51
5.	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2. 1: Fontes das águas residuais municipais, industriais e agrícolas..	5
Quadro 2. 2: Contaminantes importantes no tratamento de água residual..	6
Quadro 3. 1: Parâmetros físico-químicos analisados e metodologias adotadas.	20
Quadro 4. 1: Valores médios de pH, turbidez, CE e temperatura de cada etapa dos ensaios preliminares.	37
Quadro 4. 2: Resultado da ANOVA para cada fator.	38
Quadro 4. 3: Eficiências de remoção com e sem sementes de <i>M. oleífera</i> .	47
Quadro 4. 4: Pressupostos utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário de referência.	48
Quadro 4. 5: Valores calculados utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário de referência.	49
Quadro 4. 6: Pressupostos utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário exploratório de otimização.	51
Quadro 4. 7: Valores calculados utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário exploratório de otimização.	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2. 1: Sistema convencional de tratamento da fração líquida	6
Figura 2. 2: Energia consumida em ETAR de pequenas dimensões.	8
Figura 2. 3: Energia consumida numa ETAR de grandes dimensões.	9
Figura 2. 4: Camadas iónicas de uma partícula em suspensão.	10
Figura 2. 5: Incorporação de coagulação-floculação no tratamento de águas residuais para otimizar o balanço energético.	15
Figura 3. 1: <i>Jar-test</i> VELP de 6JT.	19
Figura 3. 2: Sementes trituradas de <i>M. oleifera</i>	21
Figura 4. 1: Turbidez do afluente e efluente do decantador primário.	26
Figura 4. 2: pH do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.	27
Figura 4. 3: pH do afluente e efluente do decantador primário.	27
Figura 4. 4: CE do afluente e efluente do decantador primário.	28
Figura 4. 5: CQO do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.	29
Figura 4. 6: CQO do afluente e efluente do decantador primário.	30
Figura 4. 7: CBO ₅ do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.	31
Figura 4. 8: CBO ₅ do afluente e efluente do decantador primário.	31
Figura 4. 9: ST do afluente e efluente do decantador primário.	33
Figura 4. 10: SST do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.	34
Figura 4. 11: SST do afluente e efluente do decantador primário.	34
Figura 4. 12: Nitratos do afluente e efluente do decantador primário.	35
Figura 4. 13: Fósforo solúvel do afluente e efluente do decantador primário.	36
Figura 4. 14: Turbidez do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	39
Figura 4. 15: pH do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	40
Figura 4. 16: CE do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	41
Figura 4. 17: CQO do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	42
Figura 4. 18: CBO ₅ do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	43
Figura 4. 19: ST do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	44
Figura 4. 20: SST do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	45
Figura 4. 21: Nitratos do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	45
Figura 4. 22: Fósforo solúvel do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de <i>M. oleifera</i>	46
Figura 4. 23: Cenário de referência do subsistema de Beirolas.	50
Figura 4. 24: Cenário exploratório de otimização.	52

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

Equação 3. 1: Caudal das lamas primárias espessadas.	22
Equação 3. 2: Carga de SST nas lamas primárias espessadas.....	22
Equação 3. 3: Concentração de CBO solúvel no afluente.....	23
Equação 3. 4: Concentração de CBO solúvel no efluente.....	23
Equação 3. 5: Produção de lamas secundárias expressa em SSV.....	23
Equação 3. 6: Produção de lamas secundárias expressa em SST.....	23
Equação 3. 7: Concentração de SST nas lamas secundárias.....	23
Equação 3. 8: Caudal de lamas secundárias.....	23
Equação 3. 9: Caudal de lamas secundárias espessadas.	23
Equação 3. 10: Carga de SST das lamas secundárias espessadas.	23
Equação 3. 11: Caudal de lamas afluente à DA.	23
Equação 3. 12: Carga de SST afluente à DA	23
Equação 3. 13: Carga de SSV afluente à DA	24
Equação 3. 14: Teor de SSV destruídos na DA.....	24

ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS

AdP – Águas de Portugal

Carga CQO_{_AP} – Carga de CQO no afluente primário

Carga CQO_{_EP} – Carga de CQO no efluente primário

Carga SST_{_AP} – Carga de SST no afluente primário

Carga SST_{_EP} – Carga de SST no efluente primário

Carga SST_{_LDA} – Carga de SST nas lamas afluentes à DA

Carga SST_{_LP} – Carga de SST nas lamas primárias

Carga SST_{_LP_E} – Carga de SST nas lamas primárias espessadas

Carga SST_{_LS} – Carga de SST nas lamas secundárias

Carga SST_{_LS_E} – Carga de SST nas lamas secundárias espessadas

Carga SSV_{_LDA} – Carga de SSV nas lamas afluentes à DA

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio

CE – Condutividade Elétrica

CF – Coagulação-floculação

Concentração CBO_{5_ES} – Concentração de CBO₅ no efluente secundário

Concentração CQO_{_AP} – Concentração de CQO no afluente primário

Concentração CQO_{_EP} – Concentração de CQO no efluente primário

Concentração SST_{_AP} – Concentração de SST no afluente primário

Concentração SST_{_EP} – Concentração de SST no efluente primário

Concentração SST_{_ES} – Concentração de SST no efluente secundário

COT – Carbono orgânico total

CQO – Carência Química de Oxigénio

CSST_{_LP_E} – Concentração de SST nas lamas espessadas

CSST_{_LS_E} – Concentração de SST nas lamas espessadas

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

FAO - *Food and Agriculture Organization*

LC₅₀ – Concentração letal para 50% dos organismos

η SST – Eficiência de remoção do espessador

P_{x,SST} – Produção de lamas diárias em SST

P_{x,SSV} – Produção de lamas diárias em SSV

Q₁ – Caudal afluyente ao tratamento primário

Q₂ – Caudal efluente ao tratamento primário

Q_{LDA} – Caudal de lamas afluyente à DA

Q_{LP} – Caudal de lamas primárias

Q_{LP,E} – Caudal de lamas primárias espessadas

Q_{LS} – Caudal de lamas secundárias

Q_{LS,E} – Caudal de lamas secundárias espessadas

M. oleífera – *Moringa oleífera*

S – Concentração CBO₅ solúvel

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Voláteis

ST – Sólidos Totais

UV – Ultravioleta

X_r – SST no tanque de sedimentação

Y_{obs} – Rendimento bacteriano observado

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVO

1.1 Introdução

Entre todos os recursos naturais, a água é o componente mais característico e a sua disponibilidade é fundamental para todo o tipo de vida do planeta, bem como para a maioria dos meios de produção. É, por outro lado, um recurso frágil, finito e suscetível, sendo cada vez mais incontestável a sua importância enquanto componente basilar do ecossistema global. As águas superficiais, sendo as mais acessíveis, representam apenas 0,36% da totalidade de água doce existente no planeta, situação acentuada pela sua grande locomobilidade, sendo muito difícil a fixação de reservas, uma vez que a permanência da mesma nos diferentes compartimentos varia temporalmente.

Em meados do século XIX, com a evolução contínua da medicina, surge a relação entre a qualidade da água, condições sanitárias e o surgimento de surtos infecto-contagiosos como a febre tifoide, a cólera, a meningite e a gastroenterite que se propagavam nos grandes aglomerados populacionais, sem condições estruturais para o tratamento do nicho populacional atingido. Com a percepção do elo entre a qualidade da água, nessa altura praticamente sensorial, e a propagação célere destas doenças, Portugal iniciou, nesta época, o longo processo de adoção de medidas legais e de construção de infraestruturas capazes de melhorar a qualidade de água para consumo (Ribeiro, 2010).

As descargas de águas residuais não tratadas originam repercussões quer a nível do ambiente, quer a nível da saúde pública. Desta forma, de modo a minimizar essas consequências recorre-se à implementação de ETAR, que através de um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos têm como finalidade o tratamento desses efluentes. No decurso do tratamento de efluentes nas ETAR são produzidas lamas que resultam da remoção de sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos totais (SST) do efluente (lamas primárias) e do crescimento de biomassa microbiana (lamas secundárias) (Inman, 2004). Atualmente estas lamas geradas em ETAR de média/grandes dimensões são tratadas, através do processo de digestão anaeróbia (DA), formando dois produtos: lamas digeridas e biogás. As lamas digeridas poderão ser valorizadas agronomicamente; o biogás, sendo uma fonte de energia, poderá ser aproveitado para fornecer energia à própria ETAR.

O balanço entre a energia consumida para tratamento e a energia potencial demonstra que este recurso não está a ser explorado de uma forma sustentável. O primeiro passo neste paradigma será alcançar um balanço positivo, sob o ponto de vista energético, através da aplicação de tecnologias emergentes adequadas às unidades de tratamento instaladas, com o objetivo de otimizar um ou mais processos unitários de tratamento, quer da fração líquida quer da fração sólida (Peeters et al., 2014). Uma vez que o tratamento secundário é o maior consumidor de energia, devido ao arejamento forçado, é importante realçar o enorme contributo do aumento da eficiência alcançada no tratamento primário na minimização do consumo energético no processo biológico subsequente. Nesta perspetiva, quanto menor a carga orgânica resultante do tratamento primário, menor a energia

necessária ao arejamento e mais sustentável se torna o processo global de tratamento. Considerando estes dois recursos – a água e a energia – considera-se necessária a criação de um *nexus* entre eles. Deste modo, entende-se a importância da minimização do consumo energético ao longo do processo integrado de tratamento, sem comprometer a qualidade do efluente final.

A tecnologia de CF pode desempenhar um papel preponderante, especialmente se recorrer a novos materiais, como biopolímeros, aumentando a eficiência tratamento de águas residuais, pois acelera e propicia o processo da sedimentação de matéria em suspensão/coloidal. Atualmente esta tecnologia de tratamento recorre a coagulantes químicos, nomeadamente sulfato de alumínio, mas podem ser utilizados biopolímero naturais, como as sementes de *Moringa oleifera*. Conhecida como planta milagreira desenvolve-se em áreas semiáridas tropicais e subtropicais. Entre diversas propriedades, as sementes desta planta contêm proteínas coagulantes que podem ser usadas quer no tratamento da água para consumo humano quer para o tratamento de água residual. É presumível que as lamas produzidas através de CF com sementes de *M. oleifera* apresentem mais matéria orgânica, comparativamente às lamas produzidas pelo processo convencional de tratamento, o que favorece a produção de biogás a partir do processo de DA.

O desenvolvimento deste projeto exploratório foi a base do trabalho experimental que permitiu a elaboração da dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Este estudo foi realizado em Portugal, no Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa em parceria com a ETAR de Beirolas – Simtejo e Águas de Portugal (AdP).

1.2 Objetivo

Este trabalho pretende contribuir para a otimização do desempenho geral do tratamento primário da ETAR de Beírolas, no sentido de maximizar a decantação da matéria suspensa/coloidal e, simultaneamente minimizar a carga orgânica afluyente ao tratamento biológico, minimizando os consumos energéticos associados e, consequentemente uma menor produção de lamas ativadas.

Para atingir o objetivo acima descrito foi testada a capacidade de depuração das sementes de *M. oleífera*, aliada ao processo de CF, e monitorizados alguns parâmetros importantes no tratamento de águas residuais. Para isso foram caracterizadas as amostras recolhidas e otimizados os parâmetros operacionais da CF com o biopolímero selecionado para posterior comparação com os valores do decantador primário a nível de eficiência de remoção.

Este trabalho encontra-se estruturado em cinco capítulos:

- Capítulo 1 – Enquadramento do trabalho e principais objetivos do mesmo assim como a sua estrutura.
- Capítulo 2 – Revisão bibliográfica sobre aspetos gerais de tratamento de águas residuais e eficiência energética. São referidos alguns mecanismos de otimização e sustentabilidade do tratamento primário, nomeadamente a CF. São explicadas algumas características importantes sobre a *M. oleífera*, referindo também algumas áreas onde já foi aplicada. Ainda neste ponto é feita a caracterização da ETAR em estudo, nomeadamente a sua localização, descrição dos sistemas de tratamento existentes e caracterização analítica do tratamento primário.
- Capítulo 3 – Descrição da metodologia adotada bem como os materiais e métodos analíticos, relativos aos ensaios laboratoriais e referência ao protocolo experimental utilizado relacionado com a aplicação de sementes de *M. oleífera* no afluyente ao decantador primário.
- Capítulo 4 – Apresentação dos dados relativos ao afluyente e efluente do decantador primário e comparação com os valores obtidos em laboratório. São apresentados e discutidos os resultados relativos aos ensaios em *Jar-test* e esquematizados os cenários de referência e exploratório de otimização.
- Capítulo 5 – Apresentação das conclusões do trabalho efetuado e algumas considerações a ter em conta em trabalhos futuros.

2. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS E EFICIÊNCIA ENERGÉTICA

2.1 Águas residuais: características e processos de tratamento

O termo “água residual” pode ser definido como a combinação de líquidos residuais removidos de residências, instituições, estabelecimentos comerciais e industriais, águas pluviais, águas subterrâneas e superficiais, cuja qualidade foi degradada, e que são encaminhados para sistemas de saneamento (Aizenchtadt et al., 2008; López-Maldonado et al., 2014; Muttamara, 1996). As principais fontes de águas residuais encontram-se no Quadro 2.1.

Quadro 2. 1: Fontes das águas residuais municipais, industriais e agrícolas (adaptado de Aizenchtadt et al. 2008).

Tipo de água residual	Fontes	Composição
<u>Água residual municipal</u>		
- Doméstica		
• <i>Blackwater</i>	Sanitas	Urina, fezes, papel higiênico
• <i>Greywater</i>	Cozinhas, duches, lavanderia	
- Comercial		
• Águas residuais sanitárias	<i>Blackwater, greywater</i>	
• Atividade comercial	Restaurantes, oficinas, etc.	
- Infiltração e escoamento		
• Águas pluviais		Areias, metais, resíduos animais
• Águas de lavagem de ruas		
<u>Água residual industrial</u>	Processos de manufatura, equipamentos de lavagem, etc.	
<u>Água residual agrícola</u>		Pecuária, vestígios de produtos agrícolas

Os processos de tratamento de água residual foram desenvolvidos primeiramente para responder às condições adversas causadas pela descarga de água residual no meio recetor natural. Geralmente, a água residual contém um elevado nível de matéria orgânica, expressa em carência química de oxigénio (CQO) e carência bioquímica de oxigénio (CBO), patogénicos, nutrientes e sólidos (Sonune and Ghate, 2004; Topare et al., 2011). No Decreto-Lei nº. 152/97, de 19 de Junho são definidas normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade da água em função dos seus principais usos. No Quadro 2.2 encontram-se alguns contaminantes importantes, presentes nas águas residuais, a ter em conta no tratamento das mesmas.

Quadro 2. 2: Contaminantes importantes no tratamento de água residual (adaptado de Muttamara 1996).

Contaminante	Importância
Sólidos suspensos	Os sólidos suspensos podem conduzir ao desenvolvimento de depósitos de lama quando não existe tratamento de água.
Orgânicos biodegradáveis	Principalmente são: proteínas, gorduras, CBO, CQO. A sua estabilização no meio aquático provoca uma diminuição natural das fontes de oxigénio, essenciais aos seres vivos aquáticos.
Patogénicos	Transmitem doenças.
Nutrientes	Nutrientes em excesso, como o fósforo e nitratos, podem eutrofizar os meios aquáticos.
Metais pesados	São bioacumuláveis, ou seja, os organismos vivos não são capazes de os eliminar, pelo que provocam diversas reacções no fim de algum tempo de contacto.

As linhas de tratamento de águas residuais convencionais consistem numa combinação de processos físicos, químicos e biológicos, de modo a remover os poluentes existentes na água residual (Mangale et al., 2012a; Ribeiro, 2010; Sonune and Ghate, 2004). Na Figura 2.1 está esquematizado o processo convencional de tratamento da fração líquida.

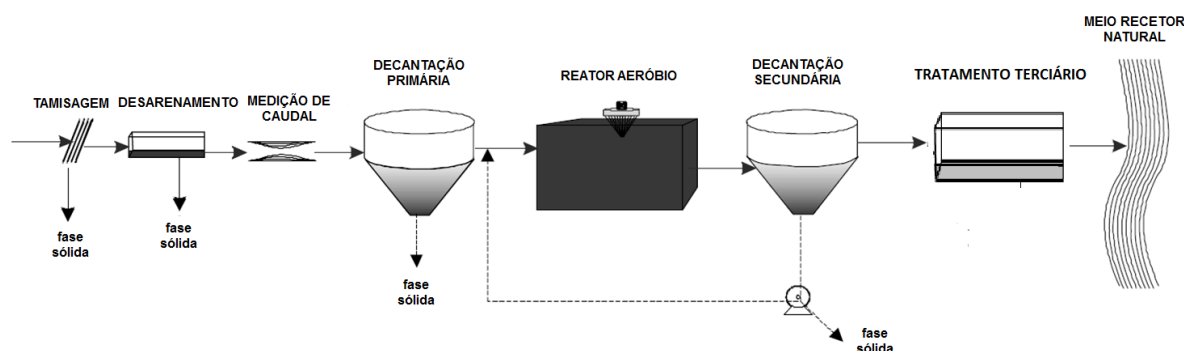


Figura 2. 1: Sistema convencional de tratamento da fração líquida (fonte: von Sperling, 2007).

Pré-tratamento

A primeira fase é designada de tratamento preliminar que consiste em operações físicas com a finalidade de remoção de compostos grosseiros residual que podem causar problemas na operação e manutenção dos diferentes equipamentos que constituem uma estação de tratamento (Costa, 2013; Duarte, 2011; Mangale et al., 2012a). A gradagem remove os materiais sólidos de maiores dimensões suscetíveis de danificar ou obstruir o equipamento instalado, designadamente bombas, válvulas, filtros, tubagens, etc. O desarenamento e desengorduração contribuem para a separação, por sedimentação, das areias e partículas mais grosseiras, assim com a remoção das gorduras presentes nas águas residuais. (Bancessi, 2009; Duarte, 2011).

Tratamento primário

Esta fase de tratamento é precursora do tratamento secundário e consiste na remoção de sólidos suspensos, através de processos físicos ou físico-químicos. Deste modo, no tratamento primário são removidos cerca de 60% de SST e 35% de CBO_5 (Duarte, 2011; Mangale et al., 2012a; Sonune and Ghate, 2004). A sedimentação natural, no decantador, pode ou não ser completada com a adição de coagulantes e/ou floculantes retirando do efluente os constituintes em suspensão que dificilmente são degradados no tratamento secundário (Cristóvão et al., 2014; Spellman, 2010).

Tratamento secundário

O tratamento secundário consiste num tratamento biológico utilizando diversos tipos de microrganismos, em ambiente controlado, com o objetivo de remover sólidos orgânicos e inorgânicos residuais presentes no efluente do tratamento primário. No tratamento secundário consegue-se remover cerca de 25-50% de CQO e 50-80% de CBO_5 e de SST (Duarte, 2011; Mangale et al., 2012a; Sonune and Ghate, 2004). Os sistemas de tratamento biológico de águas residuais podem ser efetuados segundo diversos métodos, sendo as lamas ativadas um dos processos mais aplicados em todo o mundo (Barroso, 2012; Spellman, 2010). No processo convencional de lamas ativadas, o arejamento é feito por período de seis a oito horas, sendo necessário fornecer 0,7 – 2 kW h por cada kg de CQO removido (Harleman and Murcott, 2014).

Tratamento terciário

Também designado por tratamento avançado ou tratamento de afinação, pode ser definido como o conjunto adicional de operações e processos unitários usados para remover os constituintes que não são reduzidos significativamente no tratamento secundário para o nível de tratamento exigido por lei (Duarte and Fragoso, 2013; Sonune and Ghate, 2004). É particularmente importante no tratamento de águas residuais, pois permite remover azoto, fósforo, metais pesados, microrganismos patogénicos e outros poluentes que podem causar eutrofização no meio recetor. Compreende operações físicas, processos biológicos e químicos (Costa, 2013; Ribeiro, 2010).

Tratamento de lamas

Nas várias etapas do tratamento da fase sólida procura-se baixar o conteúdo em água das lamas, estabilizar a sua matéria orgânica de forma a evitar a formação de maus odores, reduzir o número de microrganismos patogénicos e a massa global de sólidos. O espessamento tem como objetivo remover a água das lamas reduzindo de 1 para 2% a percentagem de sólidos. A digestão anaeróbia é o método mais comum empregue nas ETAR na degradação da matéria orgânica na ausência de oxigénio livre. A desidratação é um processo físico, que tem como objetivo a remoção de parte da humidade das lamas de modo a reduzir volume e custos inerentes ao transporte e colocação em destino final. Podem ser realizados através de dispositivos de filtração, compressão, separação centrífuga e compactação (Ferreira, 2009; Santos, 2012).

2.2 Tratamento de águas residuais e eficiência energética

2.2.1 Considerações

No congresso da *International Water Association* (IWA) em Portugal, em Setembro do presente ano, o professor Willy Verstraete afirmou que “o sector das águas residuais faz o mesmo há 100 anos, e isso tem de mudar. A energia é a peça fulcral para esta transição e esse é o primeiro recurso que deve ser recuperado. A indústria da água gasta 1% do total global de eletricidade e os seus custos energéticos aumentaram 20% nos últimos anos. As lamas ativadas são responsáveis por 55% destes custos”. Uma ETAR tem um consumo elevado de energia elétrica devido às operações de bombagem e de outros equipamentos mecânicos. Pela observação da Figura 2.2, existem três processos que consomem mais energia elétrica: arejamento, bombagem da água residual e DA (Halim, 2012).

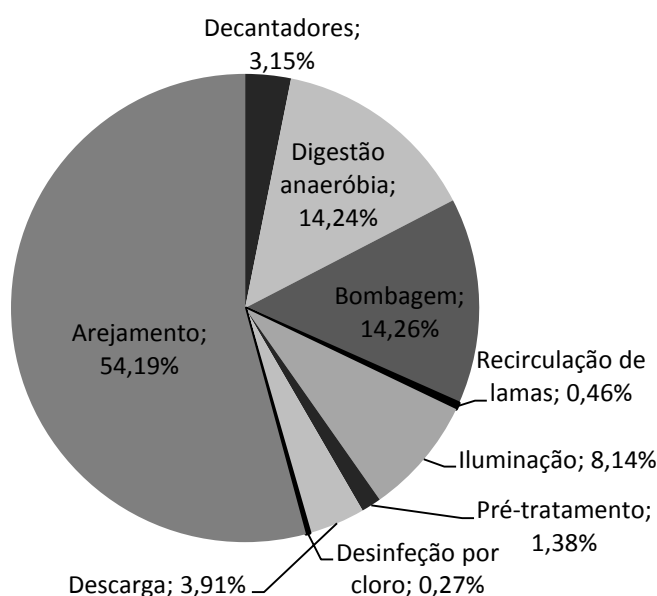


Figura 2. 2: Energia consumida em ETAR de pequenas dimensões (adaptado de Halim, 2012).

O processo de arejamento representa mais de 50% da energia consumida devido às operações contínuas do sistema de arejamento; a bombagem da água residual representa mais de 10% de toda a energia consumida na ETAR uma vez que pode ter que elevar a água residual mais de 10 m; a digestão anaeróbia representa mais de 10% da energia total consumida pois é maioritariamente utilizada para aumentar a temperatura da água residual para assegurar o crescimento de microrganismos na digestão (Halim, 2012). Contudo, estes valores diferem consoante as dimensões da ETAR e suas tecnologias pois a utilização do biogás produzido através de DA pode reduzir cerca de 30% o consumo de energia no tratamento das águas residuais (Menendez and Black, 2010). Como se observa na Figura 2.3, onde está representada a energia consumida de algumas fases do processo de tratamento numa ETAR de grandes dimensões, o arejamento é a fase do processo de tratamento que consome mais energia. No entanto, existe recuperação de energia através do biogás produzido.

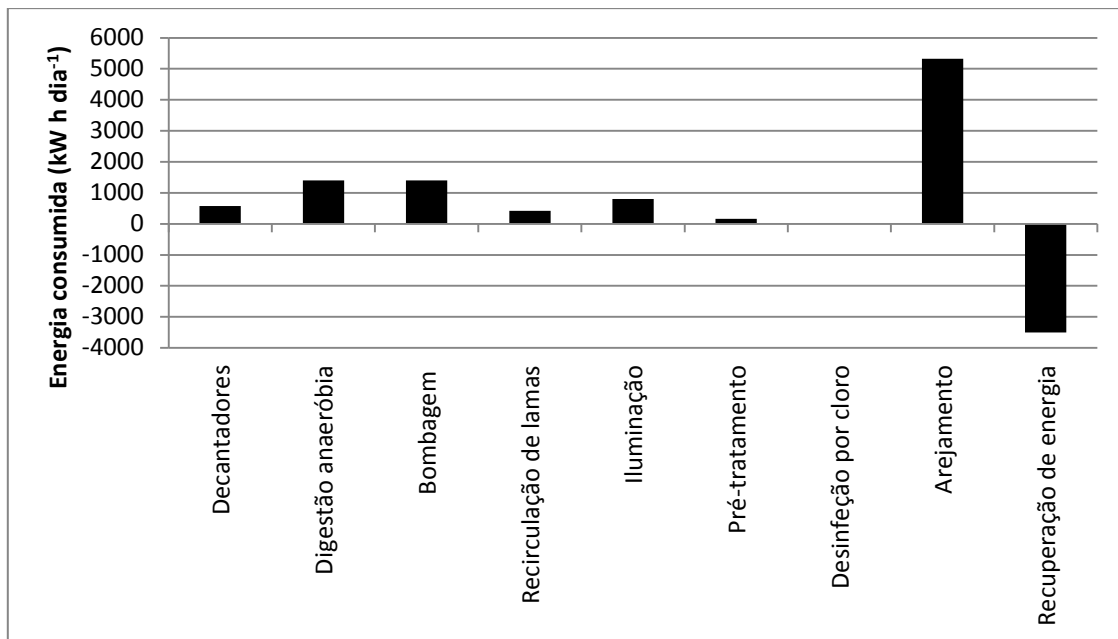


Figura 2. 3: Energia consumida numa ETAR de grandes dimensões (adaptado de Menendez and Black, 2010).

O arejamento é um dos processos mais importantes no tratamento de águas residuais pois é onde ocorre a remoção de nutrientes e matéria orgânica, feita por ação de microrganismos, na sua maioria, aeróbios, pelo que é essencial fornecer oxigénio, através de sistemas de arejamento, o que implica o consumo de energia (Halim, 2012).

A primeira alternativa para melhorar a eficiência energética nos sistemas de tratamento de águas residuais tem sido, tradicionalmente, a de procurar usar sistemas anaeróbios, mesmo para efluentes pouco concentrados como são as águas residuais domésticas. No entanto, a aplicação destes processos é mais frequente no tratamento de águas residuais com CQO entre 1500-2000 mg L⁻¹ (Brito and Melo, 1997; Brito et al., 1997).

Uma alternativa à abordagem de tratamento anaeróbio reside na otimização do próprio processo aeróbio, otimizando as operações unitárias no primário para alcançar um maior desempenho na remoção de matéria orgânica. Esta abordagem permite alcançar uma maior eficiência energética devido à redução de arejamento e ao aumento da produção de biogás, incrementando assim a eficiência do sistema de tratamento de uma ETAR (Peeters et al., 2014). A remoção de sólidos suspensos através da CF reduz a energia consumida no tratamento de águas residuais pois minimiza a carência de oxigénio nos processos de tratamento secundários (Peeters et al., 2014). O material removido neste estágio pode ser adicionado ao sistema de tratamento de lamas, através de digestão anaeróbia, para produção de energia (Peeters et al., 2014).

2.2.2 Introdução aos processos de coagulação-floculação com biopolímeros

2.2.2.1 Fundamentos do processo de coagulação-floculação

A matéria de natureza coloidal presente na água residual torna mais difícil a separação sólido-líquido, deste modo o papel da CF pode ser crucial para otimizar a eficiência do tratamento de água residual (Harleman and Murcott, 2014; López-Maldonado et al., 2014).

O objetivo principal do processo de CF é promover a agregação de coloides em suspensão, de modo a adquirir densidade suficiente para sedimentar em tempo útil, num decantador (Duarte and Fragoso, 2013; Okuda et al., 2001; Ribeiro, 2010). Deste modo, as partículas conglomeradas ou flocos apresentam uma maior velocidade de sedimentação e como tal um melhoramento na remoção de CQO, fósforo, turvação e SST (Di Bella et al., 2014; Diaz et al., 2012; Guida et al., 2007; Sarparastzadeh et al., 2007).

Na maior parte dos casos, em termos de carga, as partículas coloidais possuem uma carga elétrica superficial negativa, atraindo para a sua superfície cátions. Uma camada de iões presentes na solução une-se à partícula, formando a camada fixa; e, sobre esta camada, forma-se ainda uma camada denominada difusa (Figura 2.4) (Ribeiro, 2010).

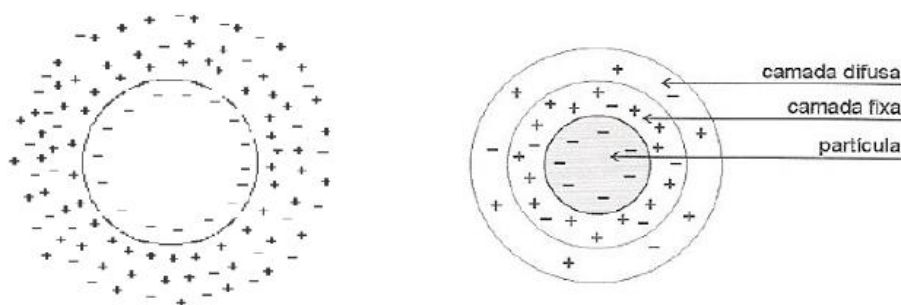


Figura 2. 4: Camadas iônicas de uma partícula em suspensão (fonte: Ribeiro, 2010).

Na coagulação as partículas coloidais são neutralizadas e aglutinadas em partículas de maiores dimensões, através do uso de coagulantes que eliminam a carga electroestática negativa da superfície das partículas, diminuindo a repulsão entre elas, e através da agitação rápida promove o choque entre as mesmas (Duarte and Fragoso, 2013; Ribeiro, 2010). Existem três processos de desestabilização:

- Compressão da camada dupla – neste processo há geração de um balanço de duas forças, uma devido à existência de forças *Van der Waals* (atrativas) e outra devido às camadas iônicas da partícula (repulsivas).
- Inclusão num precipitado – a aplicação de um coagulante em concentrações elevadas forma uma rede de coloides através de uma rápida precipitação.

- Adsorção e neutralização de carga – a adsorção de íons de carga contrária diminui o potencial no limite da camada fixa.
- Adsorção e formação de pontes entre partículas - ocorrem quando são adicionados polímeros orgânicos (polieletrólitos) de características aniônicas ou não iônicas. A aglomeração e sedimentação ocorrem devido à adsorção de partículas coloidais pelos polímeros, formando pontes entre si; seguidamente, estes agregados de polímero-partícula enredam-se com outros agregados formando redes com boas características de sedimentação.

A floculação é um processo que vem normalmente acoplado ao de coagulação, consistindo na formação de flocos através do contacto entre as partículas promovido pela agitação lenta. Estes flocos vão aumentando de peso permitindo a sua sedimentação por ação da gravidade, de forma a mais tarde poder separá-los da água por processos de decantação ou filtração (Duarte and Fragoso, 2013; Ribeiro, 2010).

Os coagulantes químicos mais utilizados no processo de CF convencional no tratamento de água residual são o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro (Di Bella et al., 2014; Ghebremichael et al., 2005; Guida et al., 2007). No entanto, a presença residual de alumínio e ferro na água residual tratada tem sido considerada um problema para a saúde humana e ambiental. Estudos recentes reportam que concentrações de alumínio acima de 200 µg/L na água tratada estão na origem da doença de *Alzheimer* e de outras doenças neuro-degenerativas (Bhatia et al., 2007; Costa, 2013; Paula et al., 2014).

Neste contexto, os coagulantes naturais de origem vegetal ou mineral têm sido investigados para substituir os coagulantes químicos (Akhtar et al., 2007; Ndabigengesere et al., 1995; Paterniani et al., 2009). *Cyamopsis tetragonolobus*, *Prosopis laevigata*, *Opuntia ficus-indica*, *Cactus latifaria*, *Prosopis juliflora* e *Moringa oleifera* (quiabo-de-quina) têm sido os coagulantes naturais mais investigados (Carpinteyro-Urban and Torres, 2013; Santos et al., 2012).

2.2.2.2 Aplicação de coagulantes naturais

M. oleifera pertence à família *Moringaceae* e é nativa do norte da Índia, Paquistão e Afeganistão, desenvolvendo-se também em vários países tropicais (Ferreira et al., 2008; Lenhari and Hussar, 2010; Paterniani et al., 2009). Cresce rapidamente sendo capaz de sobreviver em solos pobres, requerendo o mínimo de atenção, e em longos períodos de seca (Lea, 2010; Moyo et al., 2011; Santana et al., 2010).

Esta planta é conhecida com vários nomes populares como “resedá”, “arbol de rábano”, “horseradish tree”, “drumstick tree”, “ângela”, “árbol de los espárragos”, “white-lily”, “quiabo de quina”, entre outros (Ferreira et al., 2008; Kavitha et al., 2012). Em condições favoráveis, uma única planta pode produzir de 50 a 70 kg de frutos por ano e cerca de 2000 sementes por ano (Lenhari and Hussar, 2010; Pritchard et al., 2010; Santana et al., 2010). É considerada como uma das plantas mais uteis no

mundo, uma vez que a maioria dos tecidos da planta são usados para alimentação, fins medicinais e industriais. Estudos feitos indicam que as folhas apresentam um elevado valor nutricional em vitaminas, minerais e aminoácidos essenciais em níveis mais elevados que os recomendados pela FAO (Akhtar et al., 2007; Bhatia et al., 2007; Moyo et al., 2011). Segundo Lea (2010) e Jadhav et al (2012) as folhas de *M. oleifera* contêm mais vitamina A que as cenouras, mais cálcio que o leite, mais ferro que espinafres, mais vitamina C que as laranjas e mais potássio que as bananas. Tendo em conta informação recolhida, 1 kg de sementes de *M. oleifera* custam, em média, 52,2€. Este valor é referente a fins terapêuticos, não havendo informação para aplicação em larga escala.

Atualmente, *M. oleifera* é utilizada no combate à subnutrição especialmente em crianças e mães a amamentar. Em África, mulheres em amamentação demonstraram produzir mais leite quando incorporavam folhas de *M.oleifera* na sua alimentação (Costa, 2013; Ferreira et al., 2008; Moyo et al., 2011). Nas Filipinas, as folhas jovens, flores e vagens verdes são comuns na dieta da população; é usada medicinalmente na Guiné, La Reunion, Madagáscar, Guiana e Myanmar; são consumidas por populações do sudoeste da Ásia que acreditam ter efeitos benéficos na visão (Santana et al., 2010). Para além da alimentação, as sementes de *M. oleifera* são também usadas para fins medicinais, uma vez que possuem propriedades antimicrobianas contra fungos e bactérias, anti tumores, anti-inflamatória, diuréticas e têm uma ação contra a fase larval do mosquito que transfere o dengue e a febre-amarela (Ferreira et al., 2008; Kavitha et al., 2012; Mangale et al., 2012b). Segundo um estudo feito por Santana et al (2010) *M. oleifera* é rica em ácido oleico o que indica que o óleo proveniente desta planta é adequado para a obtenção de um biodiesel com baixo teor de insaturações.

Em muitos países, o pó das sementes de *M. oleifera* é usado para purificar a água devido às suas propriedades coagulantes. A semente desta planta contém uma grande quantidade de proteína solúvel, atraindo a matéria orgânica de carga negativa (Beltrán-Heredia et al., 2012; Ghebremichael et al., 2005; Sengupta et al., 2012).

Em recentes pesquisas realizadas afirma-se que as sementes de *M. oleifera* contêm proteínas com baixo peso molecular e quando trituradas e dissolvidas em água adquirem carga positiva que atraem partículas de carga negativa, formando flocos densos que sedimentam (Katayon et al., 2006; Ndabigengere and Narasiah, 2010; Paterniani et al., 2009), apresentando resultados muito significativos como coagulante natural, podendo ser considerada como uma técnica alternativa para o tratamento de água residual (Jadhav and Mahajan, 2012; Nishi et al., 2012; Santana et al., 2010). Os mecanismos predominantes da coagulação são a adsorção e neutralização de carga (Bhatia et al., 2007; Ndabigengesere et al., 1995; Poumaye et al., 2012).

Análises demonstram que as sementes de *M. oleifera* não afetam significativamente o pH e a condutividade (Jadhav and Mahajan, 2012; Ndabigengesere and Narasiah, 1998; Ndabigengesere et al., 1995). Os agentes ativos das sementes de *M. oleifera* são coagulantes muito eficazes na remoção de turbidez e bactérias presentes nas águas residuais. Estudos apontam que o uso das sementes de *M. oleifera* atinge eficiências de remoção elevadas para a turbidez, SST e microrganismos (Ndabigengere and Narasiah, 2010; Nishi et al., 2012; Paula et al., 2014).

As sementes de *M. oleifera* apresentam também elevada eficiência na remoção de metais pesados, mesmo em baixas concentrações, presentes na água residual. Segundo a bibliografia consultada, este biopolímero é eficaz a remover zinco, cádmio, níquel e cobre (Kalavathy and Miranda, 2010; Kituyi et al., 2013). Apesar de muitos estudos indicarem a não toxicidade desta planta, já há estudos sobre a sua toxicidade em peixes, apontando para um LC_{50} de $12,4 \text{ mg L}^{-1}$ na espécie *Cyprinus carpio*, conhecida como a carpa-comum (Bhuptawat et al., 2007; Kavitha et al., 2012; Mangale et al., 2012a).

Atualmente, em pequenas comunidades, a polpa da semente de *M. oleifera* é utilizada para diminuir a turbidez de água para consumo, através do mecanismo de CF. O procedimento consiste em colocar num recipiente água bruta em contacto com 2 a 3 sementes por cada litro de água, dependendo da turbidez. Após 2 horas de permanência é retirado o sobrenadante, e este é utilizado para consumo humano (Okuda et al., 2001; Ribeiro, 2010). É relatado que é dos coagulantes naturais mais eficazes no tratamento de água, pelo que a sua utilização no tratamento primário, na remoção de diversos poluentes, pode diminuir a energia fornecida no tratamento secundário (Paula et al., 2014; Sánchez-Martín et al., 2010).

É afirmado que o uso de coagulantes à base de sementes de *M. oleifera*, por ser de origem natural, seja uma vantagem a nível ambiental, por ser biodegradável (Kalavathy and Miranda, 2010; Paterniani et al., 2009; Poumaye et al., 2012).

2.2.3 Valorização energética de lamas de ETAR

Como referido anteriormente, o processo de tratamento de efluentes origina lamas primárias e secundárias. As lamas primárias são constituídas maioritariamente por matéria fecal, desperdícios de comida, fibras, argilas e em menores quantidades, metais pesados e substâncias minerais. A concentração de sólidos nas lamas na decantação primária pode variar entre os 2 a 8%. As lamas secundárias são compostas por sólidos que não foram removidos no decantador primário e por sólidos biológicos que resultam da conversão de matéria solúvel durante o tratamento secundário (Santos, 2012). Face a estas características, as lamas têm que ser convenientemente tratadas antes de serem enviadas para destino final (Hanjie, 2010; Umesh et al., 2013).

As lamas são geralmente enviadas para espessamento de modo a reduzirem graviticamente o teor em sólidos até cerca de um terço do seu volume inicial (Dewil et al., 2008). Posteriormente, ambas são misturadas, formando lama mista, e utilizadas para alimentar os digestores anaeróbios ou conduzidas para destino adequado: compostagem, aterro sanitário, reciclagem agrícola. (Hanjie, 2010; Inman, 2004).

A digestão anaeróbia é um processo que envolve a degradação biológica da matéria orgânica, em condições de ausência de oxigénio (Batstone and Virdis, 2014; Tyagi and Lo, 2013). Atualmente, a digestão anaeróbia é aplicada a lamas geradas no tratamento de águas residuais industriais com uma elevada concentração em matéria orgânica, em ETAR de grandes dimensões. Na maioria dos países da Europa Central, as ETAR com capacidade para mais de 30 000 habitantes equivalentes estão equipadas com digestão anaeróbia mesofílica de lamas (Nowak et al., 2014). O processo de digestão anaeróbia reduz a quantidade de sólidos finais a serem depositados, destrói a maioria dos agentes patogénicos presentes e limita a possibilidade de odores relacionados com matéria putrescível. Por estas razões, este processo otimiza os custos de uma ETAR e é considerada como parte essencial de uma ETAR moderna (Dewil et al., 2008).

O biogás produzido durante este processo é uma fonte de energia renovável com um potencial significativo (Rocha, 2013). O biogás é uma mistura de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), tipicamente 65% de CH_4 e 35% de CO_2 , que tem um poder calorífico de $6,4 \text{ kW h m}^{-3}$ (Bancesi, 2009; Caseiro, 2005; Dewil et al., 2008). A principal vantagem da produção de biogás, sobre outro tipo de energias renováveis existentes no mercado, relaciona-se com o facto de conter um poder calorífico semelhante ao gás natural a um menor custo, por ser produzido através da matéria biodegradável considerada como resíduo, contribuindo desta forma para a redução da emissão de gases com efeito de estufa para a atmosfera (Rocha, 2013).

2.2.4 Águas residuais e energia: um desafio de integração

Segundo Verstraete, a nova missão de sustentabilidade das ETAR passa por recuperar a água, energia e recursos das águas industriais e municipais. Maximizando a conversão de matéria orgânica presente na água residual em energia e minimizando a energia requerida para remover sólidos e nutrientes é possível atingir uma eficiência energética mais favorável a nível económico e ambiental.

O processo de CF, como já foi referido, promove a agregação de colóides em suspensão e aumenta a sua velocidade de sedimentação, aumentando a remoção de CQO, fósforo, turvação e SST e a quantidade de lamas produzidas (Harleman and Murcott, 2014). A Figura 2.5 ilustra o mecanismo de CF utilizado no tratamento de águas residuais.

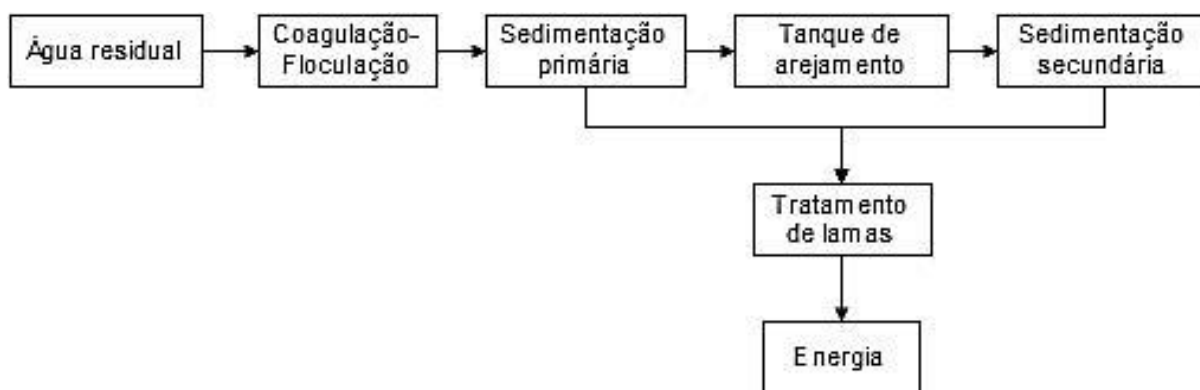


Figura 2. 5: Incorporação de coagulação-floculação no tratamento de águas residuais para otimizar o balanço energético (adaptado de Peeters et al., 2014).

O aumento de eficiência de remoção do tratamento primário traduz na redução de energia fornecida ao tratamento secundário, devido à menor carga orgânica afluyente ao tanque de arejamento. O processo de CF aliado à utilização de biopolímeros, como as sementes de *M. oleifera*, representa uma hipótese de diminuir os custos energéticos, uma vez que o uso de sementes de *M. oleifera* no tratamento de águas residuais diminui o carbono orgânico total no efluente final (Beltrán-Heredia et al., 2012; Santos et al., 2012) bem como a CQO, CBO₅ e SST a adição destas sementes ao tratamento primário reduzirá a carga orgânica afluyente ao tratamento secundário e como tal diminuirá a energia necessária para a remover.

Uma vez que são biodegradáveis, o uso de biopolímeros na CF apresenta uma vantagem a nível da gestão das lamas produzidas. O uso de sementes de *M. oleifera* no tratamento de águas residuais apresenta eficiências de remoção de matéria orgânica mais elevadas, quando comparadas com o processo de tratamento convencional, produzindo lamas de melhor qualidade que depois de digeridas, através de DA, originam mais quantidade de biogás.

Apesar de não ter sido encontrada informação quantitativa acerca da eficiência da CF com *M. oleifera* no tratamento primário em termos energéticos, é expectável que a incorporação deste mecanismo numa ETAR seja benéfica a nível económico e ambiental, pelas razões acima descritas.

2.3 Caracterização da ETAR de Beirolas

2.3.1 Aspetos gerais

Localizada junto à Ponte Vasco da Gama, na margem norte do Tejo, a ETAR de Beirolas, ilustrada na Figura 3.1, tem capacidade para tratar 54 000 m³ dia⁻¹ de águas residuais que são produzidas por cerca de 215 mil habitantes dos municípios de Loures e Lisboa. Foi ampliada em 2000 para tratamento de nível terciário, incluindo filtração e desinfecção do efluente, com vista a potencial reutilização. Inclui ainda digestão anaeróbia de lamas o que permite produzir energia elétrica e reduzir os custos energéticos da instalação em cerca de 35%. Está prevista a ampliação da ETAR e a construção da linha de tratamento de tempo húmido (caudais excedentários durante eventos de precipitação) (SIMTEJO – Loures; ETAR de Beirolas).

Em 2011, o envolvimento desta infraestrutura num projeto Aquasafe, foi reconhecido no âmbito dos prémios internacionais *Be Inspired Bentley Awards*, tendo sido finalista na categoria “*Innovation in Water, Wastewater and Stormwater Networks*”.



Figura 2. 6: Fotografia aérea a ETAR de Beirolas (fonte: ETAR de Beirolas - AdP).

2.3.2 Descrição do sistema de tratamento

O subsistema de Beirolas contempla pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário, tratamento terciário e tratamento de lamas, explicados sucintamente de seguida e ilustrados na Figura 3.2.

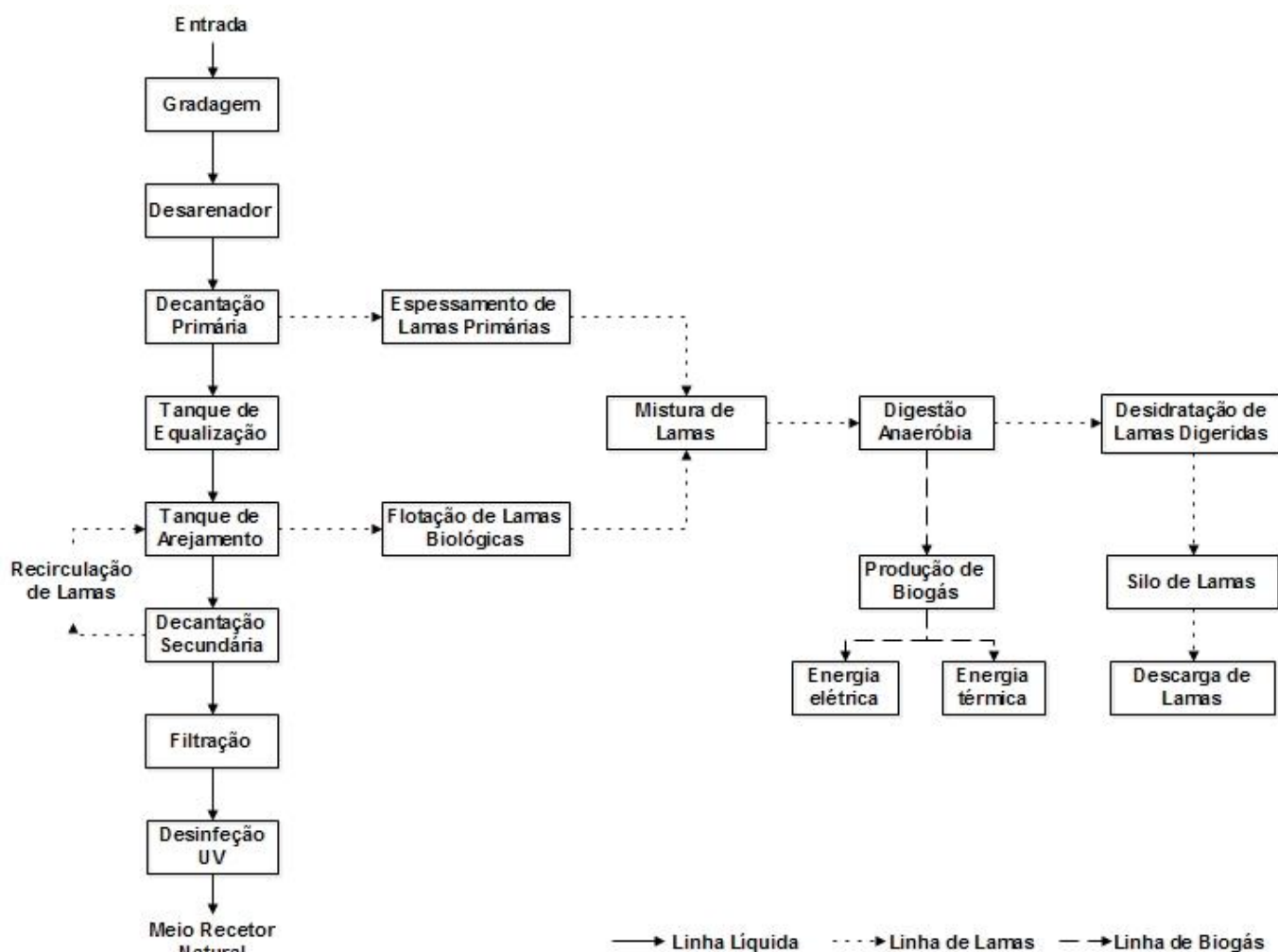


Figura 2. 7: Esquema geral de funcionamento da ETAR de Beirolos.

2.3.2.1 Pré-tratamento

Primeiramente as águas residuais afluentes à ETAR são submetidas a uma operação de gradagem, para remoção de sólidos grosseiros, através de duas grades verticais de 6 mm. De seguida os efluentes são elevados para os dois separadores de areias e flutuantes, através de parafusos de Arquimedes. Estas operações são realizadas nos dois separadores existentes, do tipo combinado, com insuflação de ar (CML).

2.3.2.2 Tratamento primário

No subsistema em estudo a decantação primária é realizada em dois decantadores, de secção circular, com 32 m de diâmetro e 3,15 m altura de líquido, equipados com ponte raspadora de fundo e de superfície. Os efluentes primários decantados são conduzidos, graviticamente, para o tanque de equalização, construído junto à obra de entrada, dimensionado para uma capacidade de cerca de 10 000 m³. O efluente equalizado é elevado afluindo em seguida para uma câmara de repartição de caudais situada entre os reatores biológicos (CML).

2.3.2.3 Tratamento secundário

O sistema de tratamento biológico instalado na ETAR de Beirolas contempla o processo BARDENPHO de três zonas: anaeróbia, anóxica e aeróbia. Na zona anaeróbia ocorre a remoção de grande parte da CQO solúvel presente nas águas residuais; na zona anóxica ocorre a remoção dos nitratos (desnitrificação) provenientes da zona aeróbia através da utilização do carbono presente nos efluentes da zona anaeróbia; na zona aeróbia ocorre a oxidação da CQO restante e da amónia. O arejamento é efetuado por ar difuso com bolhas finas. Após a estadia no tanque de arejamento, os caudais afluentes são repartidos equitativamente pelos três decantadores secundários existentes na ETAR. Estes decantadores têm 42 m de diâmetro e 3,6 m de altura útil, equipados com ponte raspadora de sucção hidrostática de lamas (CML).

2.3.2.4 Tratamento terciário

Em Beirolas a tecnologia de tratamento avançado utilizado é a desinfecção por UV. A radiação ultravioleta desinfeta a água pela alteração do ADN das células dos microrganismos, incapacitando-os de se reproduzirem. O sistema UV instalado foi concebido para garantir a desinfecção dos efluentes secundários com concentrações de SST da ordem de 5 mg L⁻¹, tornando possível a obtenção de um efluente final com menos de 200 coliformes fecais por 100 mL (CML).

2.3.2.5 Tratamento de lamas

As lamas primárias são espessadas, no espessador existente com 12 m de diâmetro e posteriormente são elevadas para o tanque de mistura de lamas mistas. A partir do tanque de mistura, onde se dá a homogeneização de lamas mistas, faz-se a alimentação aos digestores anaeróbios. O biogás produzido é filtrado e armazenado, sendo posteriormente inserido num sistema de cogeração (produção de energia elétrica e térmica). As lamas digeridas são desidratadas e armazenadas em galeras para posterior condução a destino final adequado. A ETAR de Beirolas é uma das infraestruturas de tratamento de águas residuais onde já se faz o aproveitamento energético do biogás das lamas. Os grupos de cogeração funcionam, em regra, mais de 23h por dia produzindo entre 30 a 35% da energia total consumida no subsistema de Beirolas, incluindo a própria ETAR e sete estações elevatórias (AdP, 2009; CML).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Metodologia

Numa primeira fase foi feito o diagnóstico da situação atual da ETAR de Beirolas, ou seja, foram recolhidos e analisados dados característicos do afluente e efluente do decantador primário existente e dados hidrológicos.

Posteriormente iniciou-se a revisão bibliográfica abordando diversos assuntos, nomeadamente, a eficiência energética nos processos de tratamento de águas residuais, o mecanismo de CF para otimização do tratamento primário, com coagulantes químicos e biológicos e a utilidade da *M. oleifera* nestes processos. A revisão bibliográfica foi feita ao longo de todo o trabalho.

De seguida executaram-se os ensaios experimentais com sementes de *M. oleifera*, recolhendo amostras de água residual e, por fim, foi feito o tratamento dos resultados obtidos e elaborado um cenário exploratório de otimização e eficiência energética.

As amostras de água residual foram recolhidas à saída do desarenador e à saída do decantador primário da ETAR de Beirolas no início da semana dos meses de Maio, Junho e Julho do presente ano. Em cada ponto de amostragem foram recolhidos dez litros de água residual, em dois recipientes, sensivelmente à mesma hora. No total das doze semanas foram recolhidas 48 amostras. O armazenamento das amostras foi feito no frigorífico a uma temperatura de 4°C, aproximadamente.

O procedimento seguido para os ensaios em *Jar-test*, modelo VELP 6JT (Figura 3.3) consistiu em adicionar uma quantidade de sementes de *M. oleifera* em *gobelets* de 600 mL, contendo 400 mL de água residual do desarenador, de seguida proceder à CF (agitação rápida e lenta) e à sedimentação dos sólidos presentes. No fim da sedimentação analisou-se o sobrenadante para cada parâmetro.



Figura 3. 1: *Jar-test* VELP de 6JT.

Os ensaios, com duração de três meses, tiveram duas fases distintas: a fase dos ensaios preliminares e a fase dos ensaios de monitorização. A primeira fase, com duração de uma semana, teve como objetivo otimizar as condições dos ensaios, variando diversos fatores operacionais como a dose de coagulante, o tempo e velocidade de agitação da CF, o pH e o tempo de sedimentação. Nesta fase apenas foram analisados os parâmetros: turbidez, pH, condutividade elétrica (CE) e temperatura.

Através do *software* R versão 3.1.0 foi feita uma análise estatística à variância (ANOVA) onde foram estudados os efeitos de cada fator na variável resposta – turbidez. A análise estatística utilizada tem como base o *p-value* da estatística do teste F, a um nível de significância de 95%. Para a realização deste teste é necessário formular duas hipóteses: hipótese nula (H_0) e hipótese alternativa (H_1). Descriminou-se que H_0 corresponde à hipótese do fator não afetar a variável resposta e, como tal, H_1 corresponde à hipótese do fator afetar a variável resposta. Para um *p-value* inferior a 0,05 rejeita-se H_0 , ou seja, se o valor de prova do teste F for inferior a 0,05 significa que o factor analisado influencia a variável resposta.

A segunda fase, com duração de doze semanas, consistiu na validação dos resultados experimentais obtidos na fase anterior, isto é, durante doze semanas foram feitos ensaios em *Jar-test* tendo em conta as condições ótimas anteriormente estabelecidas. Nesta fase, ao longo de cada semana de recolha de amostra, foram analisados, para as três amostras (entrada do decantador, saída do decantador e ensaio) dez parâmetros: turbidez, pH, CE, temperatura, CQO, CBO_5 , Sólidos totais (ST), SST, fósforo solúvel e nitratos. As análises foram feitas em duplicado. No Quadro 3.1 são apresentados os parâmetros analisados, bem como as metodologias adotadas.

Quadro 3. 1: Parâmetros físico-químicos analisados e metodologias adotadas.

Parâmetro físico-químico	Unidade	Metodologia
Turbidez	NTU	Turbidímetro HANNA linstruments HI98703
pH	E. Sorensen	Eléctrodo Hatch Sension4
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Eléctrodo Hatch Sension7
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Eléctrodo Hatch Sension7
CQO	mg L^{-1}	Standard Methods – Open Reflux Method
CBO_5	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$	Standard Methods – OxiTop-C
ST	mg L^{-1}	Standard Methods
SST	mg L^{-1}	Standard Methods
Fósforo solúvel	mg P L^{-1}	Standard Methods
Nitratos	mg L^{-1}	Eléctrodo Crison Micro 2001

3.2 Preparação do biopolímero

As sementes de *M. oleifera*, fornecidas pela Universidade do Minho, já se encontravam trituradas e congeladas. Para a sua utilização apenas foi necessário proceder ao descongelamento das mesmas, não sendo submetidas a nenhum outro tipo de tratamento.



Figura 3. 2: Sementes trituradas de *M. oleifera*.

3.3 Ensaios em *Jar-test* com sementes trituradas de *Moringa oleifera*

Como foi referido anteriormente, foram distinguidas duas fases de ensaios. A fase dos ensaios preliminares foi dividida em sete etapas:

- Etapa 1: foram estudados os tempos de sedimentação de 30 e 60 minutos, mantendo as agitações rápida e lenta em 120 rpm durante 1 minuto e 30 rpm durante 15 minutos, respetivamente, e a dose de *M. oleifera* em 100 mg.
- Etapa 2: foram estudados tempos e velocidades de agitação rápida, mantendo a dose de biopolímero (100 mg) e a agitação lenta inicial (30 rpm durante 15 minutos).
- Etapa 3: foi estudado o efeito da dose de *M. oleifera* aplicando doses inferiores à inicial - 75 e 50 mg, mantendo a agitação rápida em 120 rpm durante 2 minutos e a agitação lenta em 30 rpm durante 15 minutos.
- Etapa 4: mantendo a dose de biopolímero em 50 mg e os tempos e velocidades de agitação referidos em cima, foi estudada a gama de pH, entre 6,5 e 7,5, em que se obtinha melhores resultados.

- Etapa 5: estudo dos diversos tempos e velocidades de agitação lenta, fixando todos os outros parâmetros: dose de sementes de *M. oleífera*, tempo e velocidade de agitação rápida e tempo de sedimentação.
- Etapa 6: estudos do efeito da floculação, ou seja, os ensaios foram feitos com e sem floculação (agitação lenta).
- Etapa 7: execução de ANOVA para estudar os efeitos de cada fator e determinação das condições ótimas para prosseguir nos ensaios.

Após estudadas e estabelecidas as condições ótimas prosseguiu-se para a segunda fase – ensaios de monitorização – dividida em duas etapas:

- Etapa 1: ensaios de monitorização das condições ótimas pré-estabelecidas analisando, semanalmente, os parâmetros: turbidez, pH, CE, temperatura, CQO, CBO₅, ST, SST, fósforo solúvel e nitratos.
- Etapa 2: tratamento dos resultados obtidos e comparação com os resultados analíticos fornecidos pela direção da ETAR em estudo.

3.4 Elaboração dos cenários de referência e exploratório

Os cenários de referência e exploratório foram esquematizados tendo em conta os dados fornecidos, os valores obtidos nas análises laboratoriais e alguns pressupostos base. Toda a informação característica do afluente e efluente do decantador primário foi obtida através das análises efetuadas, à exceção do caudal afluente (Q_1) e do caudal de lamas primárias (Q_{LP}). A metodologia para elaborar o cenário exploratório, tendo por base os ensaios de CF com sementes de *M. oleífera*, foi a mesma utilizada na elaboração do cenário de referência.

Atendendo à informação fornecida e obtida pelas análises laboratoriais foi estimado o valor de carga em SST das lamas primárias (Carga SST_{LP}). Assumindo que o espessador gravítico tem uma eficiência de remoção de SST de 90% (η_{SST}) e que a concentração de SST nas lamas espessadas (CSST_{LP_E}) é de 60,88 kg SST m⁻³ foram calculados o caudal de lamas primárias espessadas (Q_{LP_E}) e a carga de SST nas lamas primárias espessadas (Carga SST_{LP_E}), através das Equações 3.1 e 3.2, respetivamente.

$$Q_{LP_E} = \frac{Carga\ SST_{LP}}{CSST_{LP_E}} \quad (m^3\ dia^{-1}) \quad \text{Equação 3.1}$$

$$Carga\ SST_{LP_E} = Carga\ SST_{LP} * \eta_{SST} \quad (kg\ SST\ dia^{-1}) \quad \text{Equação 3.2}$$

No que diz respeito ao tratamento secundário foram assumidos alguns valores referenciados, como o rendimento bacteriano observado (Y_{obs}), necessário ao cálculo da produção de lamas diárias (P_X) e a concentração de SST no tanque de sedimentação (X_R). Foi necessário calcular a concentração de CBO_5 solúvel no afluente e efluente secundário, S_0 e S , respetivamente, tendo em conta os valores de descarga de CBO_5 e SST referidos no Decreto-Lei 152/97. As Equações 3.3 e 3.4 representam o cálculo de S_0 e S , respetivamente. A determinação de lamas que serão removidas diariamente do tratamento secundário, expressas em sólidos voláteis (SSV) e SST, está representada nas Equações 3.5 e 3.6.

$$S_0 = \text{Concentração } CBO_{5_EP} * (1 - \eta_{CBO5}) \quad (\text{mg } CBO_5 \text{ L}^{-1}) \quad \text{Equação 3.3}$$

$$S = \frac{\text{Concentração } CBO_{5_ES}}{0,628 * \text{Concentração } SST_ES} \quad (\text{mg } CBO_5 \text{ L}^{-1}) \quad \text{Equação 3.4}$$

$$P_{X_SSV} = \frac{Y_{obs} * Q_2 * (S_0 - S)}{1000} \quad (\text{kg SSV dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.5}$$

$$P_{X_SST} = \frac{P_{X_SSV}}{\% \text{ sólidos voláteis nas lamas espessadas}} \quad (\text{kg SST dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.6}$$

A determinação do caudal de lamas secundárias (Q_w) e o teor de SST nas mesmas é feita através das Equações 3.7 e 3.8.

$$\text{Concentração } SST_{LS} = P_{X_SST} - \text{Carga } SST_{ES} \quad (\text{kg SST dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.7}$$

$$Q_w = \frac{P_{X_SST}}{X_R} \quad (\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.8}$$

As lamas secundárias seguem para um espessador e procede-se ao cálculo de carga de SST (Carga SST_{LS_E}) e caudal de lamas espessadas (Q_{LS_E}) a partir das Equações 3.9 e 3.10, assumindo que $CSST_{LS_E}$ é de 40,19 kg SST m^{-3} .

$$Q_{LS_E} = \frac{\text{Carga } SST_{LS}}{CSST_{LS_E}} \quad (\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.9}$$

$$\text{Carga } SST_{LS_E} = \text{Carga } SST_{LS} * \eta_{SST} \quad (\text{kg SST dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.10}$$

Relativamente ao caudal de lamas afluente à digestão anaeróbia (Q_{LDA}) é a soma de Q_{LP_E} e Q_{LS_E} e a carga em SST das lamas afluentes (Carga SST_{LDA}) é a soma de Carga SST_{LP_E} e Carga SST_{LS_E} , como está representado nas Equações 3.11 e 3.12.

$$Q_{LDA} = Q_{LP_E} + Q_{LS_E} \quad (\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.11}$$

$$\text{Carga } SST_{LDA} = \text{Carga } SST_{LP_E} + \text{Carga } SST_{LS_E} \quad (\text{kg SST dia}^{-1}) \quad \text{Equação 3.12}$$

Para determinar a produção de biogás é necessário converter a carga orgânica expressa em SST para SSV (Carga SSV_{LDA}), assumindo que nas lamas primárias espessadas existem 60% de SSV e nas lamas secundárias espessadas existem 80% de SSV e que a percentagem de sólidos destruídos durante a digestão é de 50%. As Equações 3.13 e 3.14 apresentam a determinação da Carga SSV_{LDA} e da quantidade de SSV digeridos, respetivamente.

$$Carga\ SSV_{LDA} = Carga\ SST_{LP_E} * 0,6 + Carga\ SST_{LS_E} * 0,8 \text{ (kg SSV dia}^{-1}\text{)} \quad \text{Equação 3.13}$$

$$SSV_{LDA} = Carga\ SSV_{LDA} * 0,5 \text{ (kg SSV dia}^{-1}\text{)} \quad \text{Equação 3.14}$$

Nos Capítulos 4.3 e 4.4 são apresentados os quadros com todos os pressupostos utilizados bem como os valores obtidos através do cálculo das equações acima referidas. São também esquematizados os cenários elaborados e feitos alguns comentários.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do afluente e efluente do tratamento primário

No laboratório da própria ETAR de Beirolas são realizadas análises semanais à água residual que entra e sai do sistema de tratamento. Os dados analíticos fornecidos indicam que as eficiências de remoção de CQO, CBO₅, SST apresentam valores acima dos referenciados na bibliografia. Atendendo a este facto, durante os três meses de ensaios (Maio a Julho), também foram analisados, semanalmente, o afluente e efluente do decantador primário. A caracterização das amostras foi feita semanalmente, pelo que os resultados são apresentados por semanas de amostragem, tendo a informação relativa de cada parâmetro analisado.

Apesar de tratados, os dados hidrológicos recolhidos pelo udómetro da ETAR não foram conclusivos na existência de qualquer relação entre queda de precipitação e caracterização da água residual. Uma vez que o udómetro faz uma medição diária, às 00h00, e a recolha das amostras foi feita de manhã, a queda de precipitação não teve influência nas amostras recolhidas.

Nas figuras que se seguem é possível observar a caracterização da água residual à entrada e à saída do decantador primário, tendo em conta os dados fornecidos e os resultados obtidos no laboratório. Apenas serão comparados valores de pH, CQO, CBO₅ e SST, uma vez que são os parâmetros comuns nas duas séries de dados analisados.

É de salientar que as semanas de ensaios em *Jar-test* com sementes de *M. oleifera* correspondem às semanas 37 a 48 dos dados fornecidos. As semanas 5 e 6 dos ensaios laboratoriais apresentaram valores atípicos, tendo em conta toda a série de dados analisada. Contudo, estes valores foram obtidos e foram tidos em conta nos cálculos efetuados.

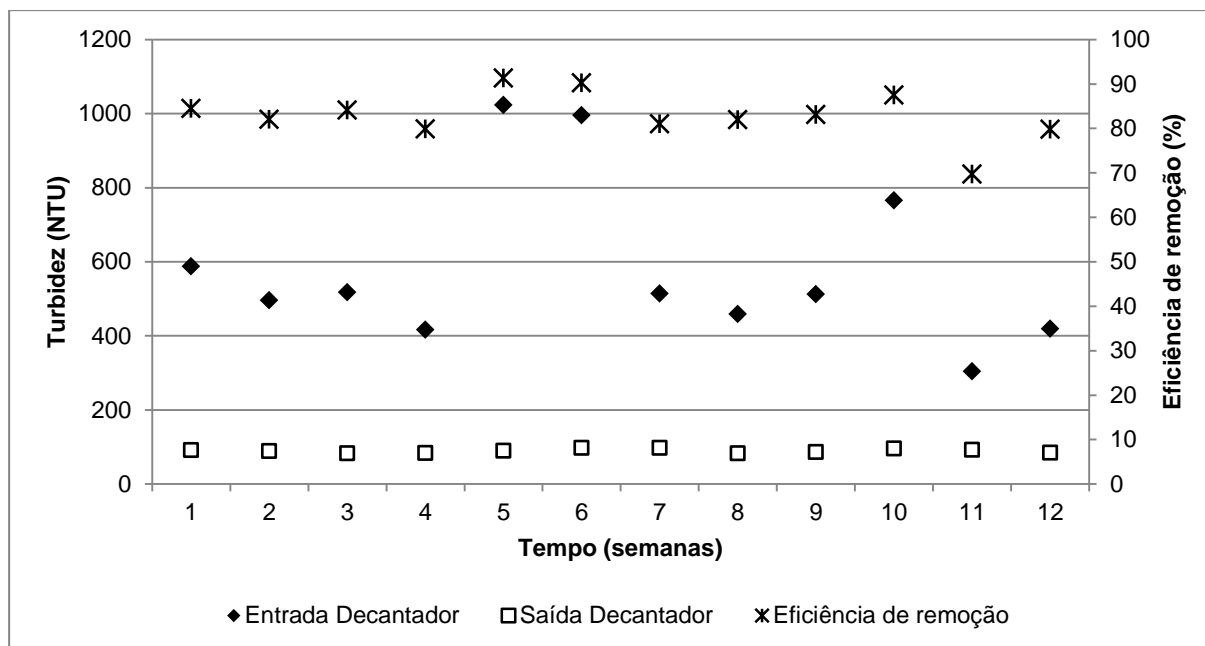


Figura 4. 1: Turbidez do afluente e efluente do decantador primário.

A turbidez é uma característica física do efluente e é devida à presença de matéria em suspensão/coloidal. Assim, a sedimentação de matéria que ocorre no tratamento primário reduz significativamente a turbidez da água, uma vez que nesta fase de tratamento são removidos, em geral, cerca de 60% de SST (Sonune and Ghate, 2004). A Figura 4.1 ilustra os valores de turbidez do afluente e efluente do tratamento primário, determinados em laboratório. É de salientar a turbidez elevada do afluente, aproximadamente 1000 NTU, nas semanas 5 e 6, indicando assim uma elevada carga de sólidos suspensos e matéria orgânica.

Observando todos os valores referentes ao afluente, é possível admitir que as semanas acima referidas – 5 e 6 – apresentam valores atípicos, como foi referido anteriormente. O afluente aponta para um valor médio de turbidez de 590 NTU. No entanto, analisando os valores do efluente do decantador, apura-se que os valores são lineares, apontando um valor médio de turbidez de 89 NTU indicando uma eficiência de remoção de 83% para o decantador primário da ETAR.

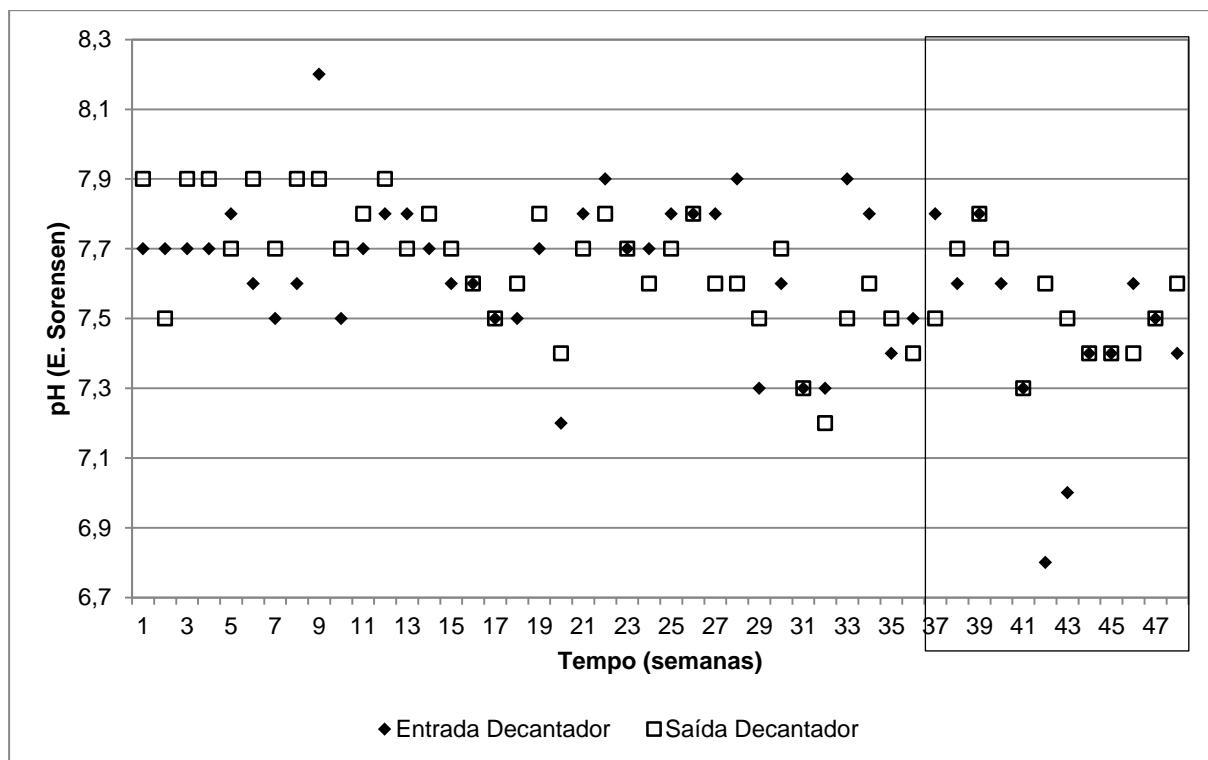


Figura 4. 2: pH do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.

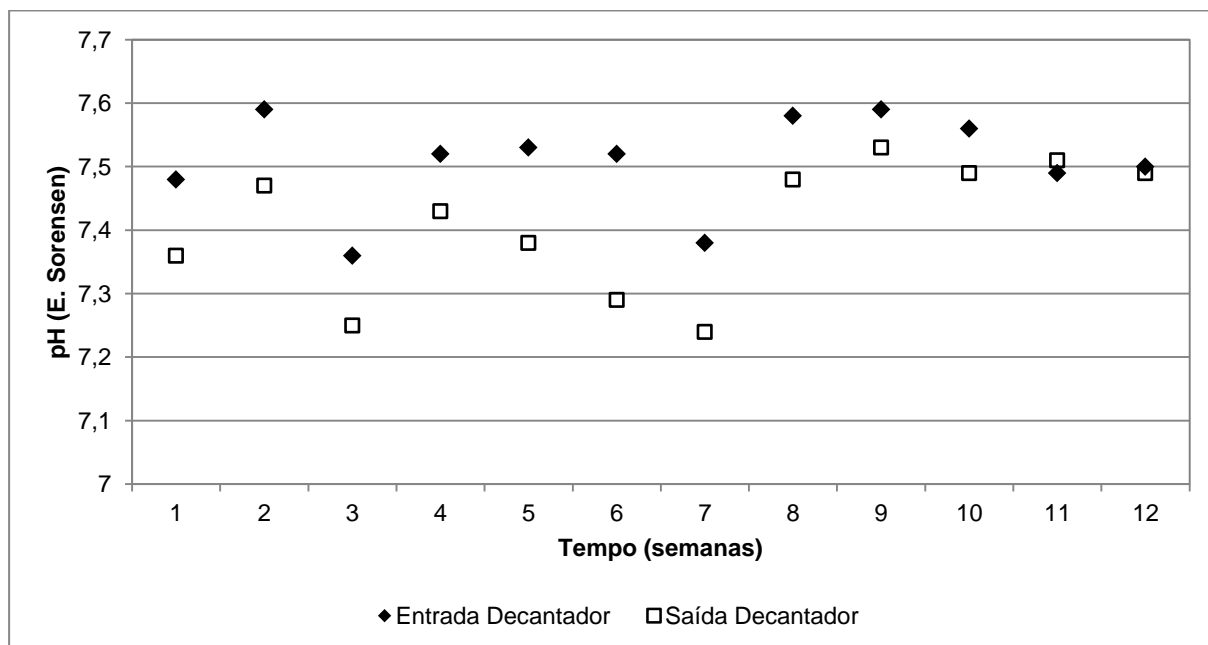


Figura 4. 3: pH do afluente e efluente do decantador primário.

O pH influencia o processo de tratamento a que a água é submetida, sobretudo a decantação e a desinfecção, tendo de ser controlado para a otimização do processo. Segundo a literatura consultada o pH das águas residuais encontra-se entre 6 e 8. Na Figura 4.2 estão representados, por semanas, os valores de pH do afluente e efluente do decantador primário desde Setembro de 2013 a Julho do presente ano.

Observando a Figura 4.3 e comparando com os valores representados na área retangular da Figura 4.2 verifica-se uma discrepância nos resultados. Tendo em conta os resultados obtidos a partir das análises laboratoriais o pH do efluente é igual ou menor que o do afluente, à exceção da semana 11. No entanto, nas semanas 42 e 43 dos dados fornecidos, o pH do afluente é bastante inferior ao do efluente do decantador – facto não comprovado pelas análises laboratoriais, como se observa na Figura 4.3 nas semanas 6 e 7.

Atendendo aos dados fornecidos o valor médio de pH do afluente e efluente é de 7,6, aproximadamente, enquanto nas análises laboratoriais obteve-se um valor médio de pH de 7,5 para o afluente e de 7,4 para o efluente. Em termos pontuais observa-se uma disparidade nos resultados, o que não acontece quando se fala em valores médios. Contudo, o valor do pH encontra-se dentro do intervalo acima referido, quer dos dados fornecidos ou das análises laboratoriais.

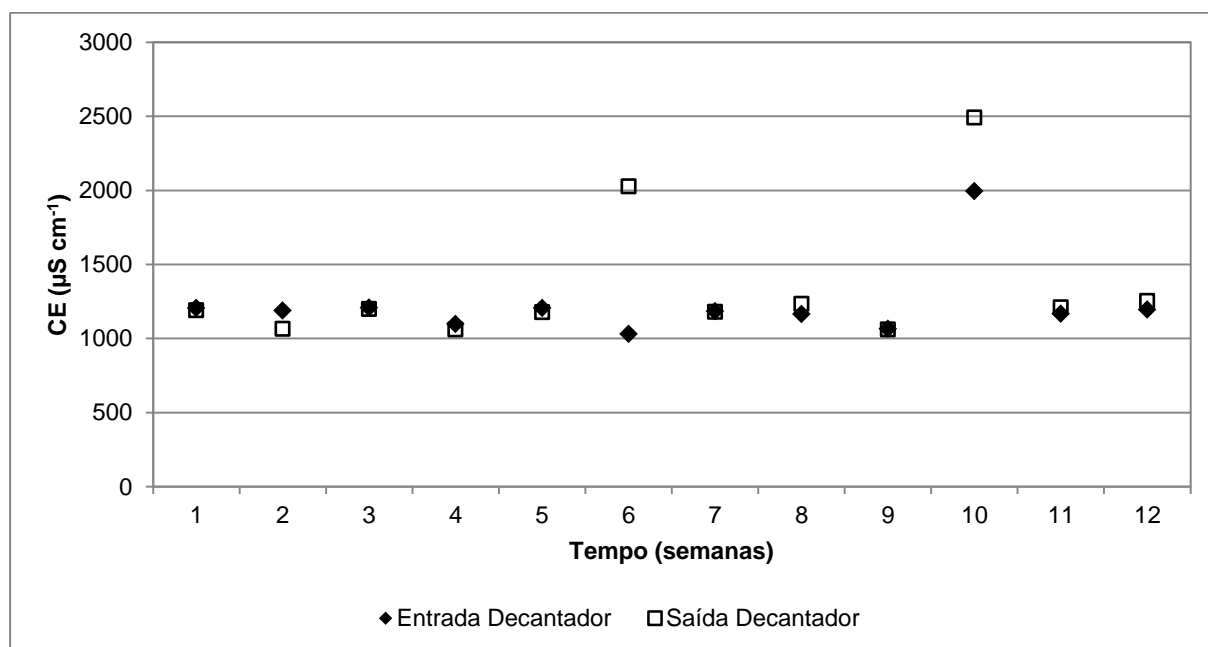


Figura 4. 4: CE do afluente e efluente do decantador primário.

A CE é uma medida simples para testar os iões presentes numa água residual e dá uma indicação dos sólidos dissolvidos totais presentes na mesma (Duarte, 2011). No que diz respeito à CE verifica-se, através da observação da Figura 4.4, que se mantém nos mesmos valores à entrada e à saída do decantador, à exceção das semanas 6 e 10.

Os “picos” de CE observados nas semanas referidas, à saída do decantador, podem dever-se à temperatura da água no decantador e à temperatura ambiente. A temperatura elevada potencia o movimento dos iões, podendo aumentar a CE. Tendo em conta as análises efetuadas, a temperatura do efluente rondava os 28°C e, segundo o instituto português do mar e da atmosfera, a temperatura ambiente seria de 34°C. É de salientar que outros fatores podem influenciar os valores atípicos de CE observados nas semanas referidas.

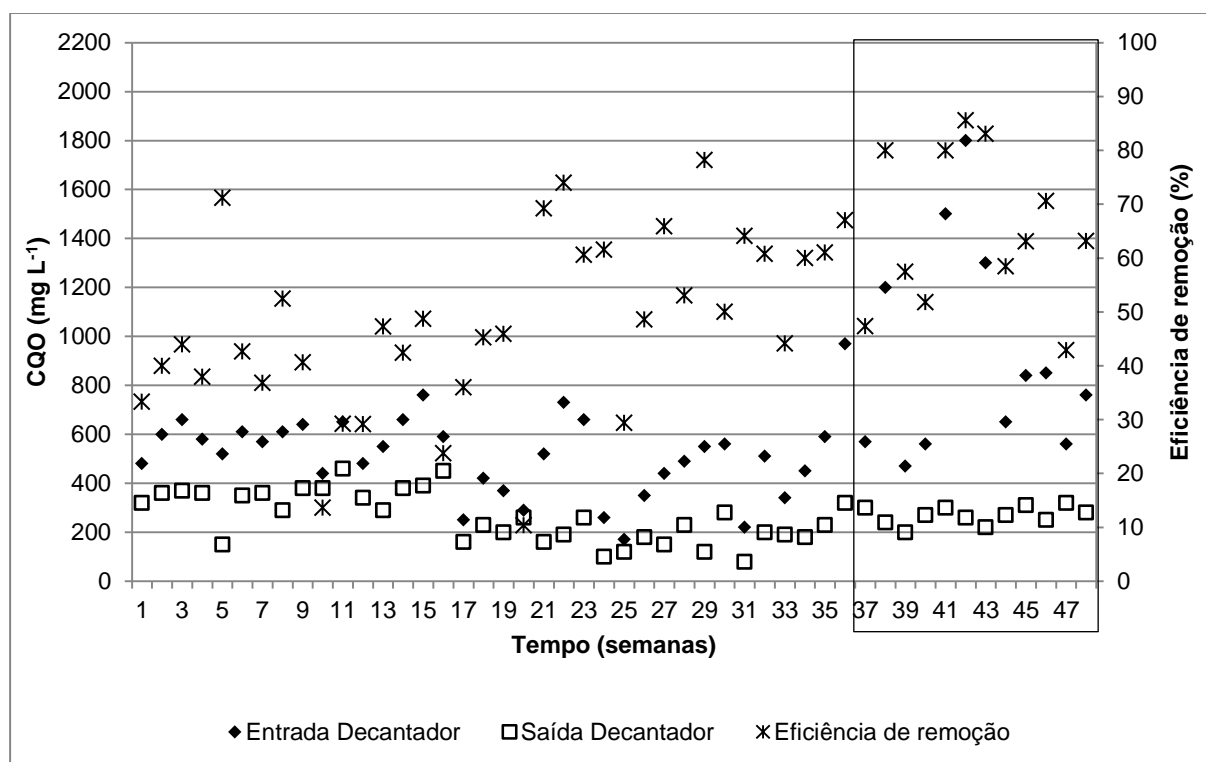


Figura 4. 5: CQO do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.

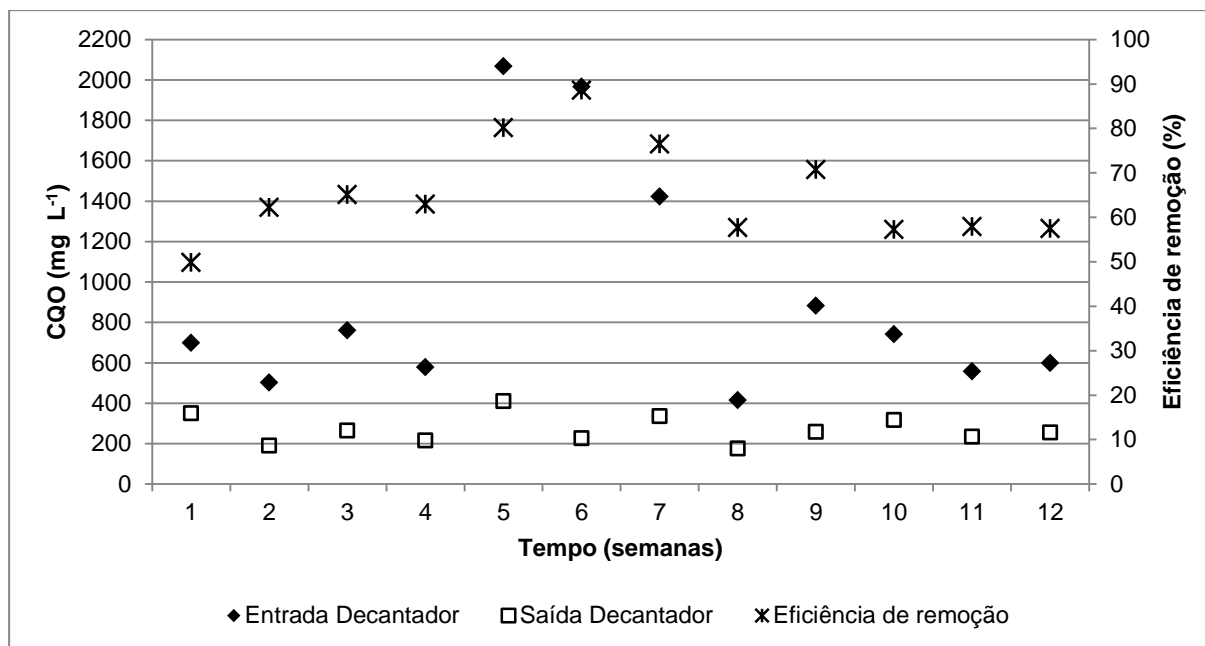


Figura 4. 6: CQO do afluente e efluente do decantador primário.

Segundo Spellman (2010) a concentração de CQO em águas residuais domésticas está entre 200 a 500 mg L⁻¹. Contudo, este facto varia muito consoante os consumos de água individuais, pelo que depende muito de condições socioeconómicas. Por outro lado, a presença de água industrial aumenta bastante este valor, sendo normal o afluente ao decantador primário apresentar valores superiores de CQO.

Pela observação da Figura 4.5 verifica-se que o afluente e efluente do decantador primário apresentam valores médios de CQO de 617 mg L⁻¹ e 264 mg L⁻¹, respetivamente, indicando assim uma eficiência de remoção de 52%.

Convém ainda realçar que nas semanas 38, 41, 42 e 43 o afluente apresenta os valores de CQO mais elevados, entre 1200 e 1800 mg L⁻¹. Atendendo aos resultados obtidos nas análises laboratoriais confirmam-se estes valores, à exceção da semana 38, equivalente à semana 2 na Figura 4.6. Analisando a Figura 4.6 verifica-se que o valor de CQO obtido na semana 2 não compagina com o valor obtido na semana 38 dos dados fornecidos. Este facto pode dever-se ao *timing* de recolha de amostras ser diferente.

Na Figura 4.6 observa-se uma grande diminuição de CQO do afluente para o efluente do decantador, indicando valores médios de CQO de 932 mg L⁻¹ e 269 mg L⁻¹, respetivamente. Tendo por base as análises o decantador primário tem uma eficiência de remoção de CQO de 66%, valor bastante superior ao calculado pelos dados fornecidos. É possível afirmar, atendendo aos resultados obtidos e aos valores fornecidos que o decantador primário instalado na ETAR apresenta uma eficiência de remoção de CQO de 50-65%. O valor de remoção obtido pelas análises laboratoriais e pelos dados fornecidos é bastante elevado quando comparado com a literatura consultada. Segundo Duarte (2011) a eficiência de remoção de CQO no tratamento primário é de, aproximadamente, 25%.

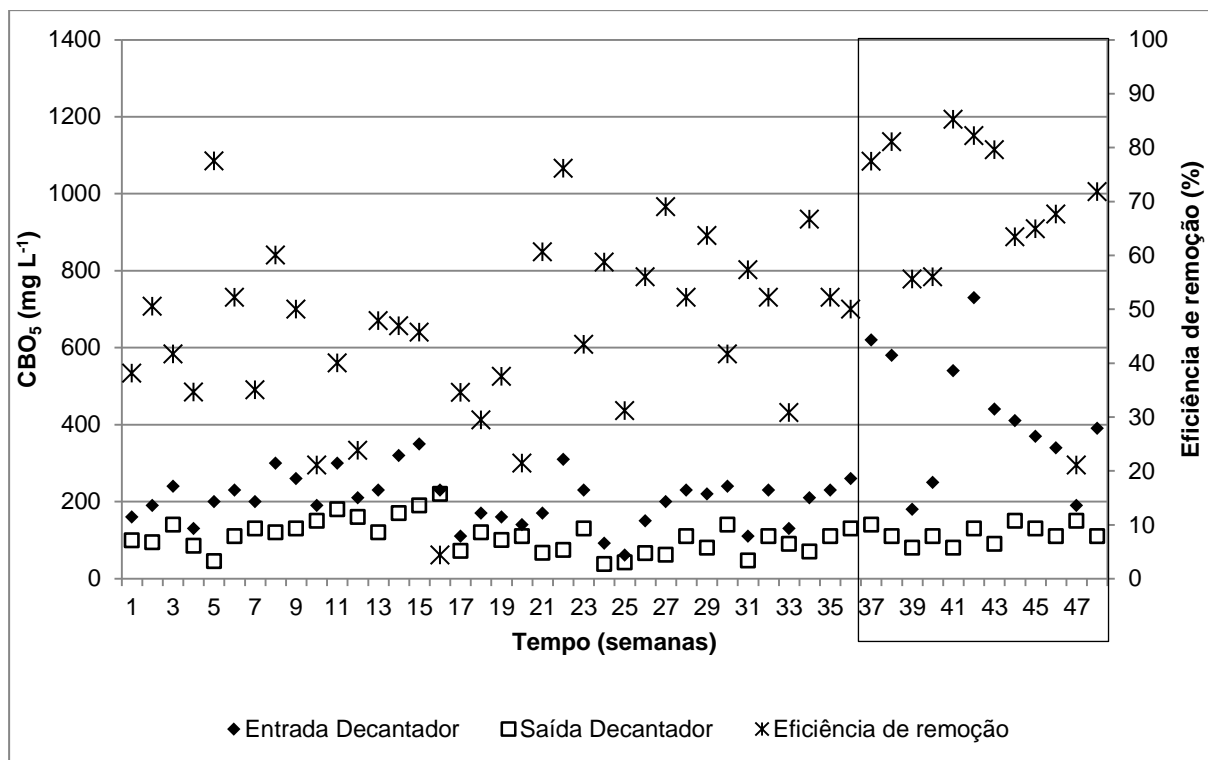


Figura 4. 7: CBO₅ do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.

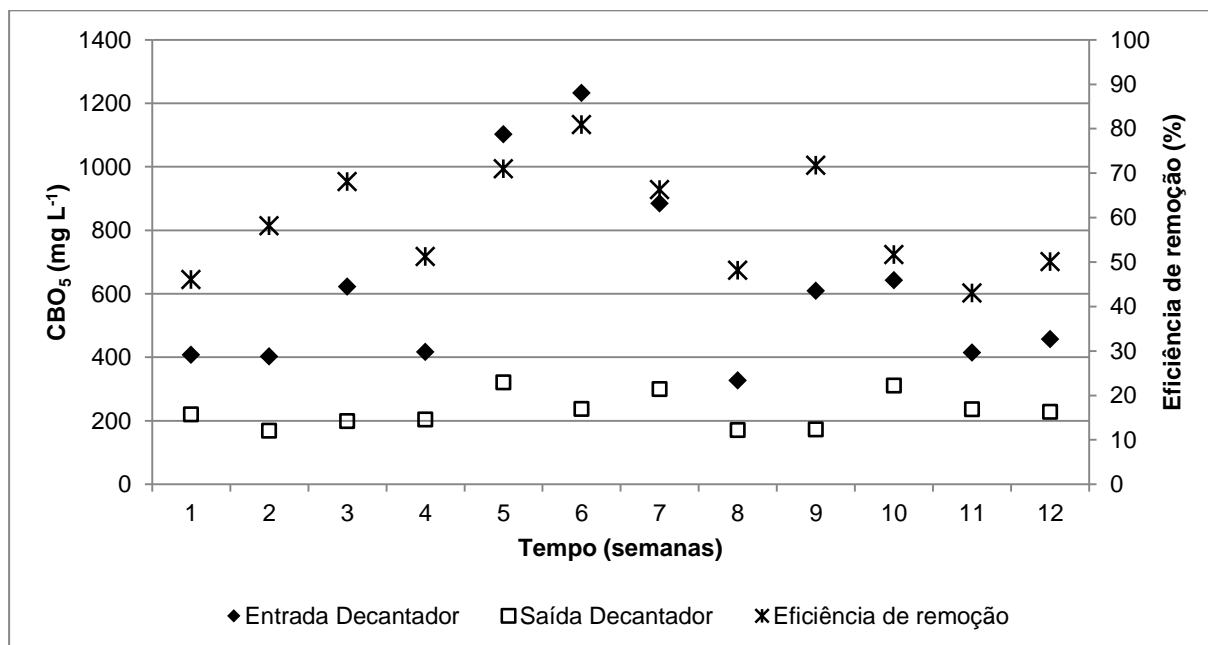


Figura 4. 8: CBO₅ do afluente e efluente do decantador primário.

Apesar de os valores típicos de CBO_5 numa água residual doméstica, segundo Spellman (2010), seja entre 100 a 300 mg L^{-1} , a presença de matéria industrial aumenta este valor, à semelhança do que acontece com a CQO. No entanto, como já referido anteriormente, estes valores dependem muito dos consumos individuais e como tal de condições socioeconómicas.

Analisando a Figura 4.7 verifica-se que o afluente apresenta valores de CBO_5 entre 100 e 400 mg L^{-1} à exceção das semanas 37, 38, 41 e 42. Nestas semanas existe uma disparidade de valores, apontando resultados de CBO_5 entre 400 e 800 mg L^{-1} . De uma maneira geral a CBO_5 presente no afluente é de 259 mg L^{-1} – valor compreendido entre o intervalo referenciado para águas residuais domésticas. Observando os valores do efluente apura-se que estes se encontram abaixo dos 200 mg L^{-1} , à exceção da semana 16, apresentando uma eficiência de remoção de 51%.

Na figura referente às análises laboratoriais – Figura 4.8 – é possível identificar valores irregulares nas semanas 5 e 6, correspondentes às semanas 41 e 42 dos dados fornecidos já mencionados em cima. No que diz respeito às semanas 37 e 38 dos dados fornecidos, equivalente às semanas 1 e 2 das análises, encontramos uma discrepância de valores, sendo que os dados apresentam valores próximos de 600 mg L^{-1} enquanto nas análises verificam-se valores próximos de 400 mg L^{-1} . À semelhança do que aconteceu na CQO, esta disparidade de resultados pode dever-se a um desfasamento no que se refere ao *timing* de recolha de amostras. Atendendo às análises laboratoriais conclui-se que as concentrações médias de CBO_5 para o afluente e efluente do decantador são de 626 mg L^{-1} e 230 mg L^{-1} , respetivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de 59%.

Tendo em conta Duarte (2011) o tratamento primário remove cerca de 35% de CBO_5 . No entanto, os valores obtidos, quer pelos dados fornecidos quer pelas análises laboratoriais, demonstram que o decantador primário instalado no subsistema de Beírolas opera em ótimas condições, apresentando uma eficiência de remoção de CBO_5 entre 50-60%.

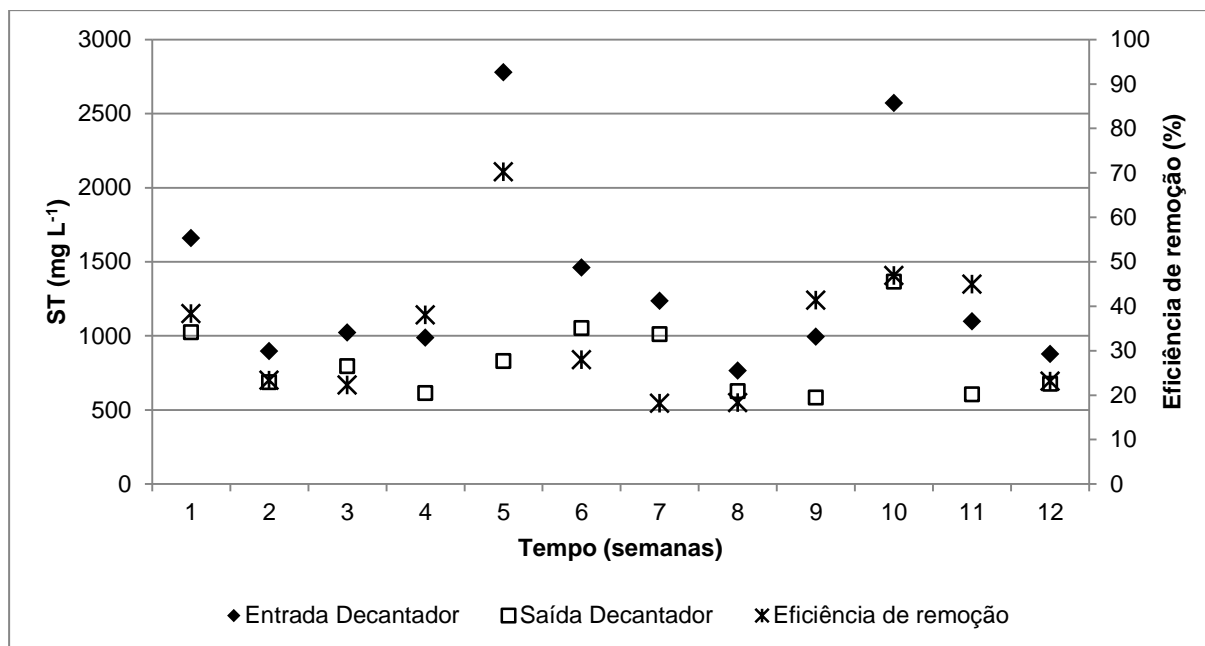


Figura 4. 9: ST do afluente e efluente do decantador primário.

Pelo que se observa na Figura 4.9 a concentração de ST no afluente do decantador primário apresenta valores entre 600 e 1600 mg L⁻¹, à exceção das semanas 5 e 10 onde as concentrações deste parâmetro têm valores acima de 2500 mg L⁻¹. Não havendo outra série de dados comparativa, mas atendendo aos valores exibidos na figura acima, admite-se que estes dois valores são atípicos. Posto isto, a concentração média de ST no afluente é de 1361 mg L⁻¹.

Como seria de esperar, após a sedimentação primária, a concentração de sólidos no efluente seria reduzida. Observa-se na Figura 4.9 que a concentração de ST diminui no efluente do decantador primário, exibindo um valor médio de 822 mg L⁻¹. Após as análises laboratoriais é possível afirmar que no decantador primário da ETAR, a eficiência de remoção de ST é de 35%, aproximadamente.

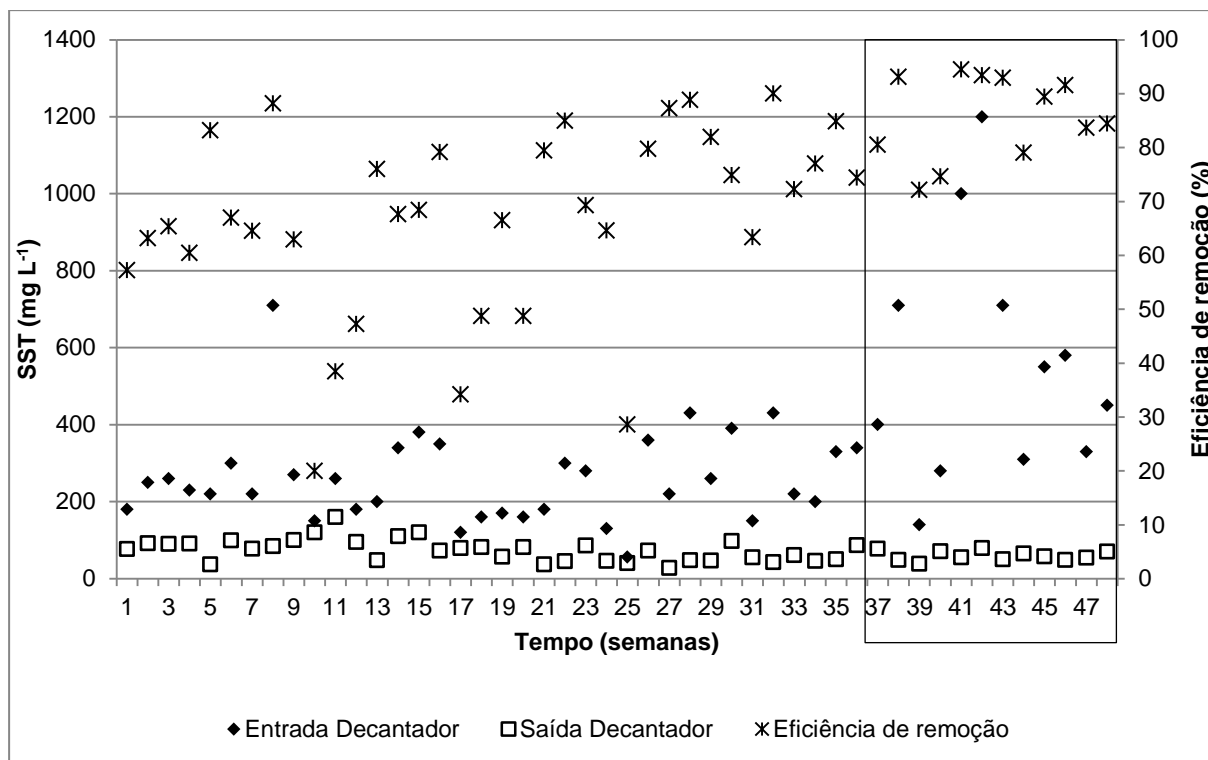


Figura 4. 10: SST do afluente e efluente do decantador primário – Fonte: AdP.

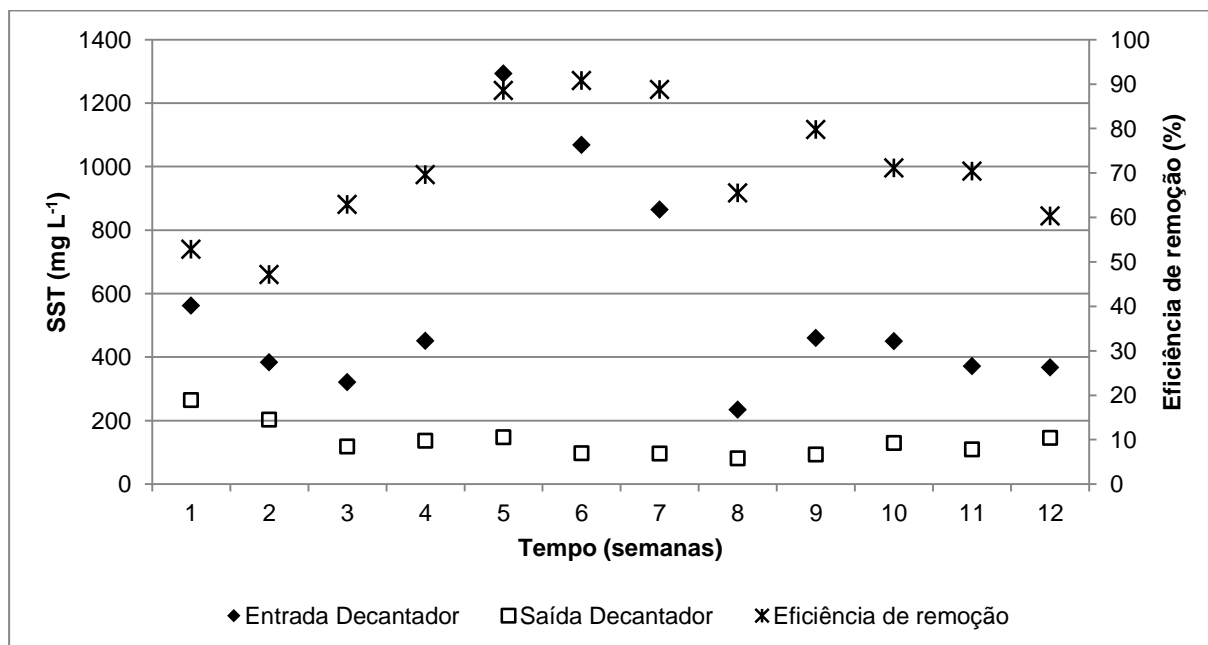


Figura 4. 11: SST do afluente e efluente do decantador primário.

Pela observação da Figura 4.10 verifica-se que a concentração de SST no afluente encontra-se abaixo de 500 mg L⁻¹, excetuando alguns casos pontuais, como as semanas 8, 38, 41, 42 e 43. Relativamente ao efluente do decantador, este apresenta valores abaixo de 200 mg L⁻¹. Considerando os resultados obtidos nas análises laboratoriais, representados na Figura 4.11, verifica-se que as semanas acima mencionadas 38, 41, 42 e 43, correspondem às semanas 2, 5, 6 e 7, respetivamente, e apresentam também valores diferentes dos restantes. O afluente, segundo as análises laboratoriais, apresenta concentrações de SST abaixo de 600 mg L⁻¹.

Genericamente, segundo a série de dados fornecidos e observando a Figura 4.10, é possível admitir que estes casos no afluente são pontuais, exibindo assim uma concentração média de SST de 334 mg L⁻¹. O efluente, segundo a mesma série de dados apresenta uma concentração média de SST de 70 mg L⁻¹, demonstrando uma eficiência de remoção de 72%.

Tendo em conta as análises laboratoriais conclui-se que os valores médios de SST no afluente e efluente do decantador são de 569 mg L⁻¹ e 136 mg L⁻¹, respetivamente. Assim, o decantador primário instalado, segundo os valores obtidos no laboratório, exibe uma eficiência de remoção de 71%, valor semelhante comparando com o calculado a partir dos dados fornecidos. Admite-se que o decantador primário instalado apresenta uma eficiência de remoção de SST de 70%. As eficiências de remoção apresentadas em cima sugerem valores típicos do tratamento primário pois Duarte (2011) refere que o tratamento primário apresenta uma eficiência de remoção de SST na ordem dos 60%.

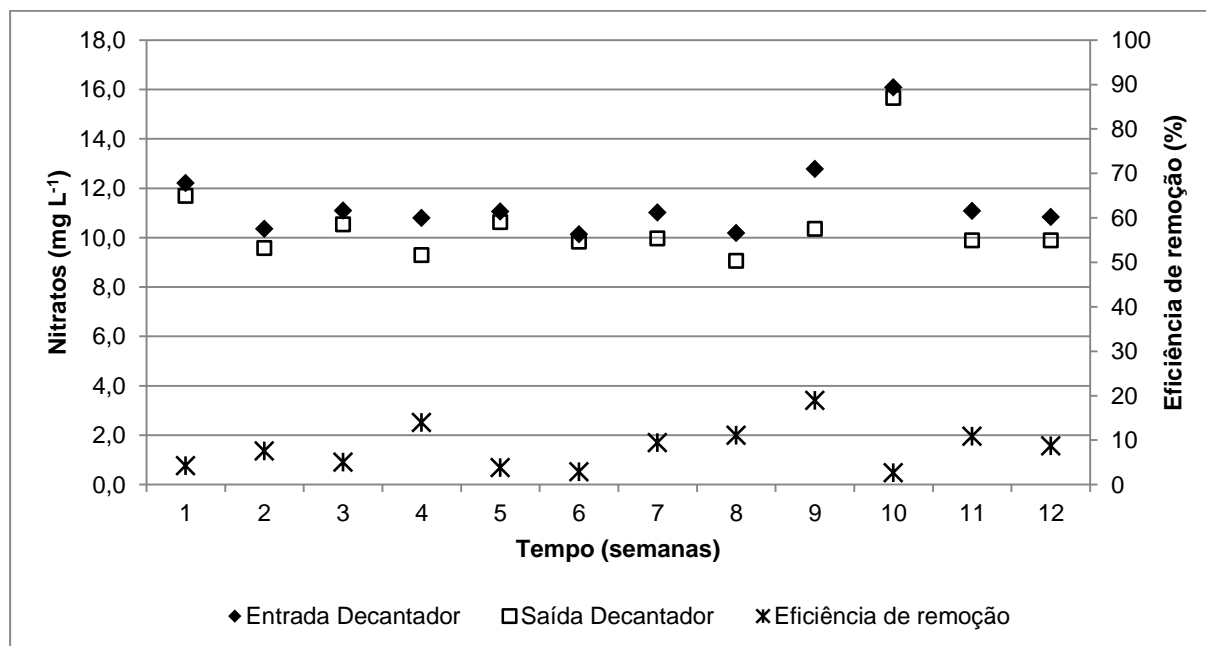


Figura 4. 12: Nitratos do afluente e efluente do decantador primário.

Na Figura 4.12 é possível observar que o valor de nitratos, nas duas amostras recolhidas, está entre 9 e 16 mg L⁻¹. Pela observação da figura acima ilustrada verifica-se que há uma ligeira diminuição da concentração de nitratos através da sedimentação gravítica no decantador primário. A eficiência de remoção de nitratos é de, aproximadamente, 8%.

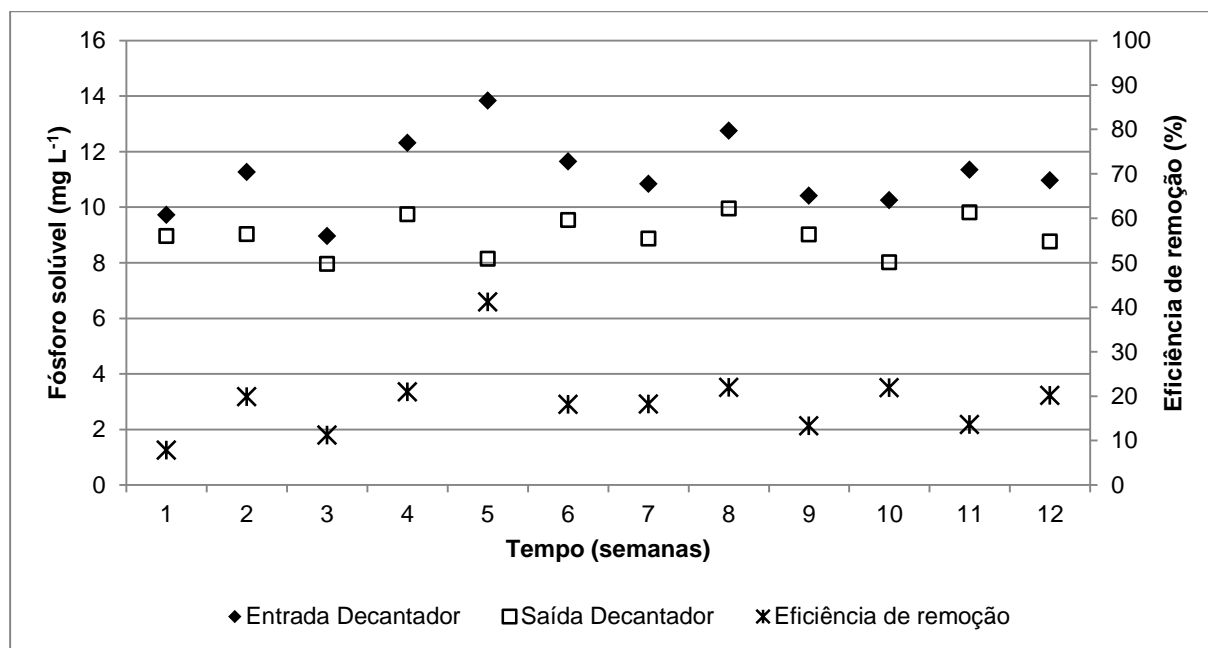


Figura 4. 13: Fósforo solúvel do afluente e efluente do decantador primário.

Como se verifica na Figura 4.13 a determinação da concentração de fósforo solúvel no afluente e efluente do decantador primário apresentou valores entre 9 e 14 mg L⁻¹ e 8 a 10 mg L⁻¹, respetivamente. Verifica-se a diminuição da concentração de fósforo solúvel no efluente do tratamento primário, sendo a eficiência de remoção de 19%, aproximadamente.

4.2 Ensaios em *Jar-test* com sementes trituradas de *Moringa oleifera*

4.2.1 Fase I – ensaios preliminares

Como já foi referido anteriormente, nesta fase foram analisados a turbidez, pH, CE e temperatura. No entanto, o parâmetro de maior interesse é a turbidez, uma vez que nos indica, de uma maneira mais rápida, o conteúdo da matéria suspensa e coloidal presente na água residual a analisar. No Quadro 4.1 são apresentados os valores médios dos parâmetros analisados para cada etapa da fase de otimização.

Quadro 4. 1: Valores médios de pH, turbidez, CE e temperatura de cada etapa dos ensaios preliminares.

Etapa	Fator variado	pH	Turbidez	Condutividade	Temperatura
		E. Sorensen	NTU	$\mu\text{S cm}^{-1}$	$^{\circ}\text{C}$
1	Sedimentação - 30 min	$7,17 \pm 0,02$	$69,7 \pm 0,6$	1184 ± 1	17,3
	Sedimentação - 60 min	$7,28 \pm 0,01$	$72,0 \pm 0,45$	1223 ± 8	17,6
2	Agitação rápida: 120 rpm - 5 min	$7,29 \pm 0,02$	$57,3 \pm 0,8$	$1189 \pm 1,5$	16,1
	Agitação rápida: 150 rpm - 5 min	$7,55 \pm 0,035$	$52,7 \pm 1,1$	1188 ± 1	16,6
	Agitação rápida: 120 rpm - 2 min	$6,90 \pm 0,01$	$54,8 \pm 0,35$	$1238 \pm 7,5$	14,3
	Agitação rápida: 120 rpm - 3 min	$6,97 \pm 0,015$	$53,3 \pm 0,6$	$1193 \pm 3,5$	14,5
	Agitação rápida: 120 rpm - 4 min	$6,96 \pm 0,03$	$53,4 \pm 1,05$	1189 ± 7	14,6
3	Dose de biopolímero: 75 mg	$7,20 \pm 0,015$	$65,2 \pm 0,7$	$1185 \pm 4,5$	16,7
	Dose de biopolímero: 50 mg	$7,16 \pm 0,035$	$63,4 \pm 0,07$	1189 ± 3	16,8
4	pH: 6,5	$6,54 \pm 0,005$	$48,2 \pm 0,9$	1310 ± 12	16,5
	pH: 7,0	$7,03 \pm 0,005$	$32,4 \pm 1,25$	$1346 \pm 3,5$	16,7
	pH: 7,5	$7,52 \pm 0,01$	$32,2 \pm 0,75$	$1319 \pm 1,5$	16,7
5	Agitação lenta: 30 rpm - 10 min	$7,13 \pm 0,01$	$45,1 \pm 0,8$	$1316 \pm 2,5$	17,5
	Agitação lenta: 30 rpm - 20 min	$7,13 \pm 0,01$	$47,4 \pm 0,45$	$1287 \pm 10,5$	17,6
	Agitação lenta: 20 rpm - 15 min	$7,16 \pm 0,005$	$42,5 \pm 0,95$	$1288 \pm 6,5$	17,7
	Agitação lenta: 40 rpm - 15 min	$7,15 \pm 0,015$	$46,6 \pm 1,05$	$1286 \pm 3,5$	17,5
6	Com agitação lenta	$7,61 \pm 0,015$	$75,3 \pm 0,35$	$1106 \pm 1,5$	16,9
	Sem agitação lenta	$7,64 \pm 0,01$	$96,1 \pm 2,3$	$1121 \pm 2,5$	16,9

Observando os valores do parâmetro turbidez indicados no quadro acima é possível concluir que não se justifica fazer uma sedimentação de 60 minutos e que os melhores resultados foram obtidos com uma agitação rápida de 120 rpm durante 2 minutos. Verifica-se ainda que 50 mg de sementes de *M. oleifera* traduzem um valor razoável de turbidez e que não será necessário ajustar o pH da água residual, uma vez que a água residual apresenta valores de pH entre 7 e 7,5. Depois de proceder à otimização dos parâmetros, suportada por uma análise estatística à variância (ANOVA), elaborada no *software R*, onde foram estudados os efeitos de cada fator na variável resposta (turbidez), conclui-se que os parâmetros que influenciam a turbidez são a dose de biopolímero, o pH e a existência de agitação lenta. No Quadro 4.2 encontram-se os resultados da ANOVA para cada fator analisado, adaptado dos *outputs* do *software* utilizado.

Quadro 4. 2: Resultado da ANOVA para cada fator.

Fator	Valor do teste F	p-value
Sedimentação	9	0,0955
Velocidade de agitação rápida	11,44	0,0774
Tempo de agitação rápida	1,282	0,396
Dose de sementes de <i>M. oleífera</i>	84,93	0,00229*
pH da água residual	86,69	0,00222*
Tempo de agitação lenta	6,009	0,134
Velocidade de agitação lenta	8,384	0,101
Existência de agitação lenta	80,32	0,0122*

*valores abaixo do nível de significância

É importante salientar que este teste apenas foi efetuado para as tentativas descritas no Quadro 4.1, não rejeitando a hipótese de que os fatores que indicaram não afetar a turbidez, como a sedimentação, realmente afetem. Isto é, segundo o teste ANOVA a sedimentação não afeta a turbidez, mas apenas foram testados os tempos de 30 e 60 min. Isto significa que entre a sedimentação de 30 min e a sedimentação de 60 min não se verificaram diferenças significativas na turbidez, mas para tempos de sedimentação menores seguramente que o resultado do teste seria diferente.

Atendendo aos resultados dos testes efetuados, representados no quadro acima, verifica-se que apenas a dose de coagulante, o pH da água e a existência de floculação afetam a variável resposta – turbidez.

Considerando as tentativas testadas, as condições ótimas para a realização dos ensaios em *Jar-test* foram escolhidas de modo a minimizar os custos. Posto isto, foram estabelecidas as seguintes condições ótimas:

- Agitação rápida: 120 rpm durante 2 minutos
- Agitação lenta: 20 rpm durante 15 minutos
- Dose de se sementes de *M. oleífera*: 50 mg por cada 400 mL de água residual
- Sedimentação: 30 minutos
- pH: 7 - 8

4.2.2 Fase II – ensaios de monitorização

Apesar de estabelecidas as condições ótimas na fase de ensaios preliminares, é de salientar que estas têm que ser ajustadas consoante as características da água residual recolhida, pois se esta tiver uma carga orgânica mais elevada será necessário testar, novamente, as variáveis descritas na fase primária, de modo a obter os melhores resultados.

Considerando o que foi dito anteriormente, nas semanas de amostragem 5 e 6 foi necessário aumentar a dose de sementes de *M. oleifera* para 75 mg, uma vez que a turbidez ultrapassava 1000 NTU e não se obtiveram resultados satisfatórios com 50 mg de sementes de *M. oleifera*. A dose de biopolímero foi o fator escolhido a ser variado, uma vez que o pH do afluente se encontrava dentro da gama aceitável e o tempo de sedimentação já tinha sido testado para 30 e 60 min. Esta escolha foi feita a pensar nos recursos que seriam gastos para testar novamente velocidades e tempos de agitação.

Nas seguintes figuras é possível observar a caracterização do ensaio com sementes de *M. oleifera*, assim como as eficiências de remoção face ao afluente do decantador primário.

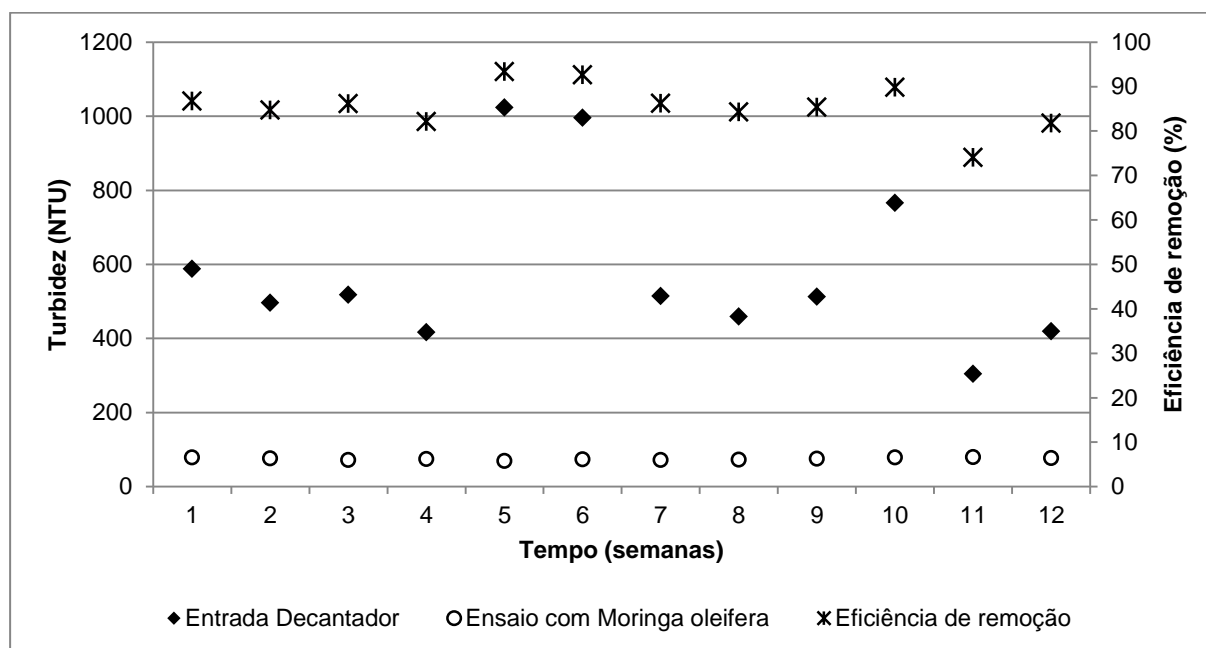


Figura 4. 14: Turbidez do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleifera*.

Através da análise da Figura 4.14 verifica-se que há uma grande diminuição da turbidez no ensaio com sementes de *M. oleifera*. Como já foi referido anteriormente, nas semanas 5 e 6 os valores de turbidez aproximam-se de 1000 NTU, indicando a existência de grandes quantidades de matéria suspensa/coloidal.

A determinação da turbidez do sobrenadante do ensaio apontou para um valor médio de 75 NTU, apresentando uma eficiência de remoção de 86%, valor mais elevado face ao calculado para o processo convencional de tratamento.

Considerando a literatura utilizada e o trabalho desenvolvido por Katayon et al (2006) e Lea (2010) é possível afirmar que os resultados obtidos nos ensaios efetuados se encontram dentro dos valores expectáveis pois, segundo os autores citados em cima, a eficiência de remoção de turbidez através das sementes de *Moringa oleifera* é de 80 a 99%, para águas residuais com turbidez de acima de 300 NTU.

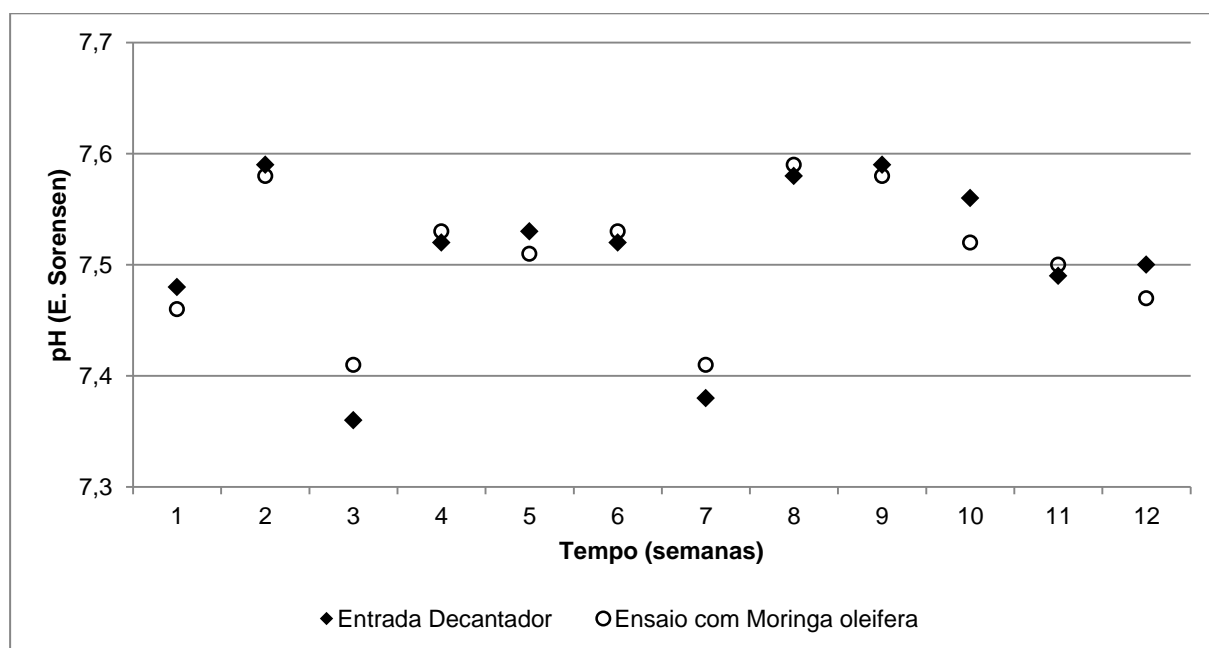


Figura 4. 15: pH do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleifera*.

Observando a Figura 4.15 verifica-se que os valores de pH do afluente do decantador primário e do ensaio são muito semelhantes, não apresentando variações significativas. Segundo investigações feitas por Aizenchtad et al (2008), Ndabigengesere et al (1995) e Jadhav et al (2012) seria de esperar que o ensaio tivesse um pH semelhante à água residual da entrada do decantador, uma vez que o uso de sementes de *M. oleifera* não afeta significativamente o pH da água residual.

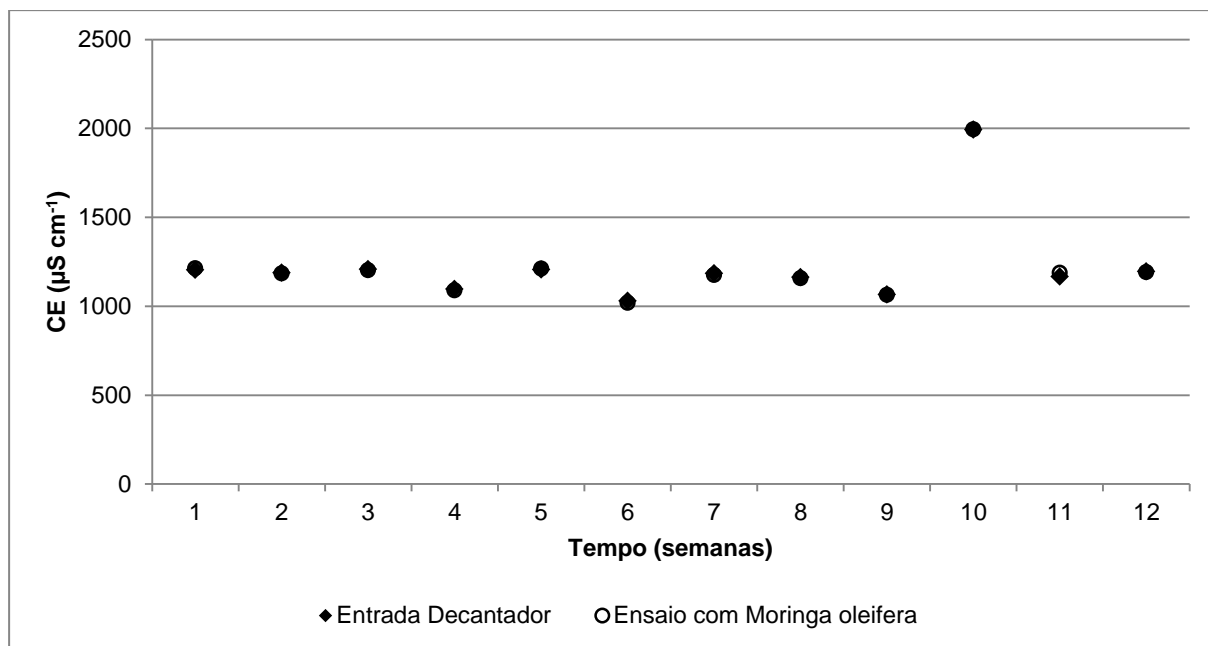


Figura 4. 16: CE do afluyente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleifera*.

Através da Figura 4.16 observa-se que a CE do ensaio com sementes de *M. oleifera* é idêntica à do afluyente do decantador primário. Considerando o trabalho efetuado por Aizenchtadt et al (2008) e Ndabigengesere et al (1995) seria de esperar que a condutividade do ensaio e do afluyente do decantador primário tivessem valores semelhantes pois o uso de sementes de *M. oleifera* não afeta a condutividade. É de salientar a semana 10, em que a CE é mais elevada que nas outras semanas, pois como já foi referido anteriormente, este parâmetro pode ser afetado pela temperatura e nesta semana observou-se uma temperatura ambiente de 34°C, aproximadamente.

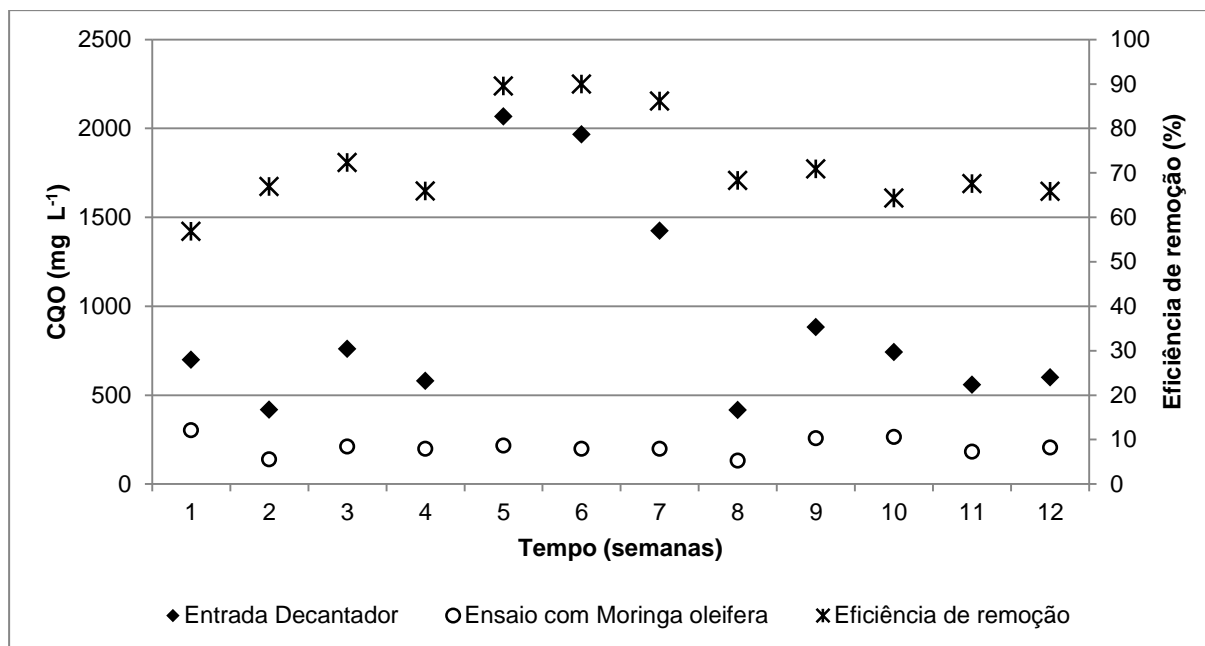


Figura 4. 17: CQO do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleifera*.

Como seria de esperar, atendendo à bibliografia consultada, o ensaio com sementes de *Moringa oleifera* apresenta valores de CQO menores do que o efluente do decantador. Observando a Figura 4.17 verifica-se que a concentração em CQO presente no ensaio com sementes de *M. oleifera* apresenta valores entre 100 e 300 mg L⁻¹.

A eficiência de remoção de CQO, através de CF com sementes de *M. oleifera*, é de 73%, aproximadamente. Posto isto, atingiu-se o pressuposto inicial de obter uma eficiência de remoção de CQO mais elevada do que a do decantador primário. No estudo realizado por Bhuptawat et al (2007) a água residual tratada com sementes de *M. oleifera* apresenta valores mais baixos de CQO do que a água tratada por métodos convencionais.

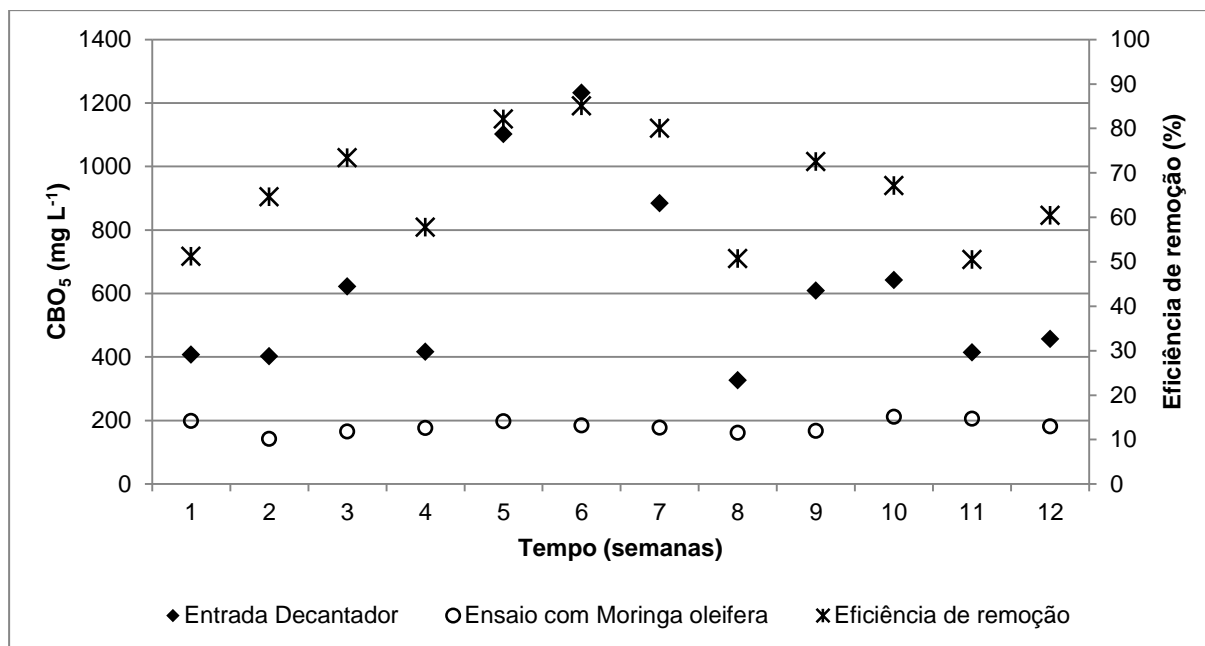


Figura 4. 18: CBO₅ do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleifera*.

Pela observação da Figura 4.18, a concentração em CBO₅ do ensaio com sementes de *M. oleifera* apresenta um valor médio de 180 mg L⁻¹, tendo uma eficiência de remoção de 66%.

Comparando a água residual à saída do decantador com o ensaio com sementes de *M. oleifera*, é possível confirmar que os valores de CBO₅ no ensaio são mais baixos no ensaio efetuado. Tendo em conta estes valores de CBO₅ e os de CQO anteriormente representados, é viável afirmar que a adição das sementes de *M. oleifera* à água residual é um mecanismo eficaz para diminuir a matéria orgânica presente na mesma. A remoção de matéria orgânica da água residual é um fator benéfico para a gestão do subproduto da CF com sementes de *M. oleifera*, uma vez que a matéria orgânica removida estará presente nas lamas geradas, aumentando assim o seu valor energético. Por outro lado, a diminuída carga orgânica no afluente ao tratamento biológico reduz a energia fornecida para arejamento.

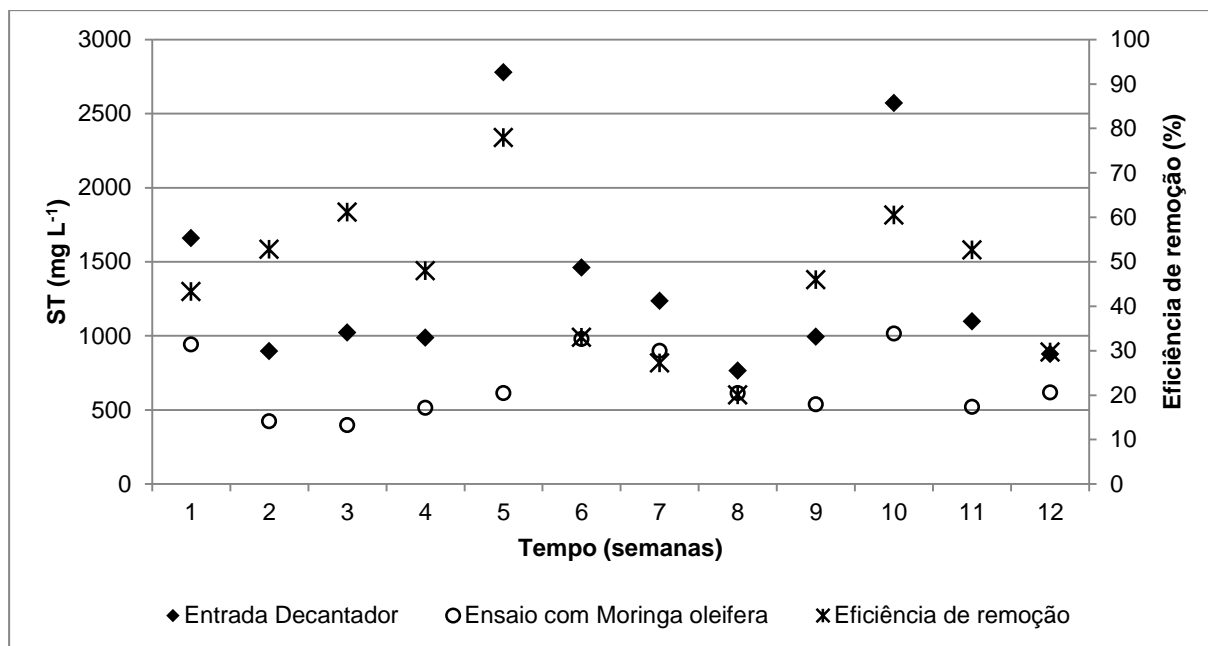


Figura 4. 19: ST do afluentes do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleifera*.

Como referido anteriormente, o afluentes apresenta valores de ST acima dos 2500 mg L⁻¹ nas semanas 5 e 10, admitindo assim a hipótese destes valores serem atípicos.

Observa-se na Figura 4.19 que a determinação da concentração de ST no ensaio com sementes de *M. oleifera* apresenta valores entre 400 e 1000 mg L⁻¹, apresentando uma eficiência de remoção de 46%. Os valores relativos ao ensaio com sementes de *M. oleifera* apresentam concentrações mais baixas que à saída do decantador, indicando uma maior eficiência de remoção.

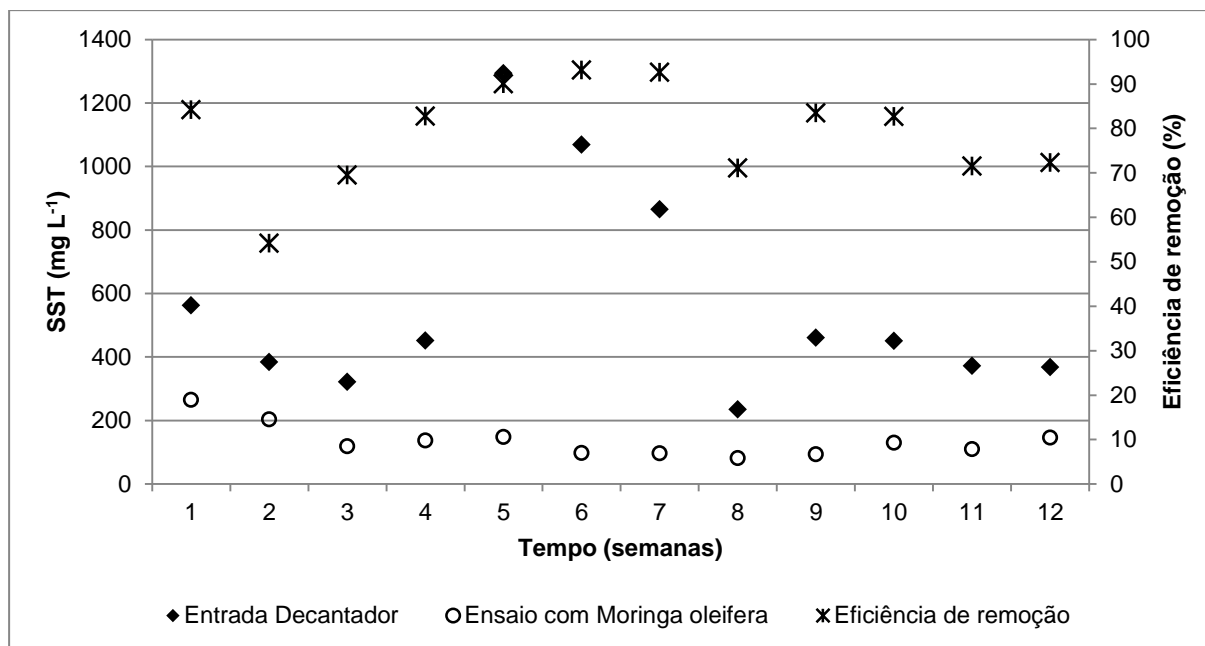


Figura 4. 20: SST do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleífera*.

Como se observa na Figura 4.20 a concentração de SST no ensaio com sementes de *M. oleífera* encontra-se entre 100 e 300 mg L⁻¹. O ensaio com sementes de *M. oleífera* apresenta uma concentração média de SST de 95 mg L⁻¹, valor mais baixo do observado no efluente do decantador primário. Com o ensaio obtém-se uma eficiência de remoção cerca de 79%. Posto isto, é possível admitir que o mecanismo de CF utilizado nos ensaios laboratoriais é benéfico para a sedimentação de matéria suspensa/coloidal existente na água residual.

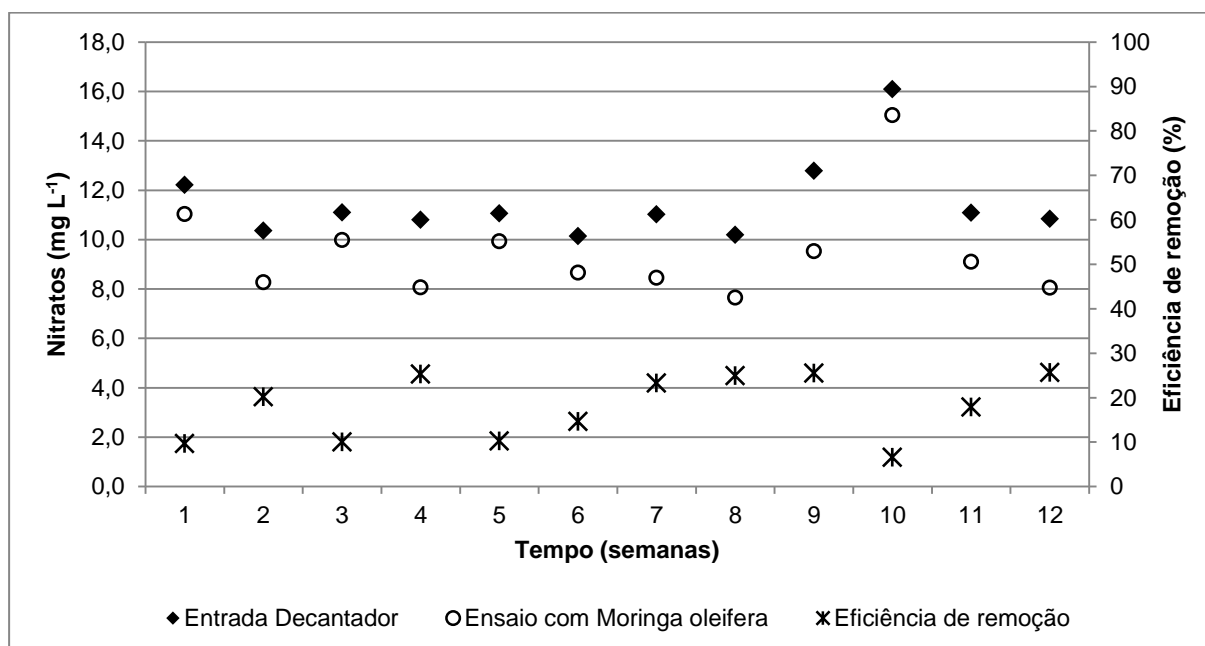


Figura 4. 21: Nitratos do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleífera*.

À semelhança do observado no capítulo 4.1, o ensaio com sementes de *M. oleífera* também remove nitratos, como se verifica na Figura 4.21. A eficiência de remoção deste contaminante, através de CF com sementes de *M. oleífera* é de 18%, valor mais elevado do referido para o decantador primário instalado.

Segundo o estudo feito por Costa (2013) o uso de sementes de *M. oleífera* na CF não remove nitratos da água residual. No entanto, na investigação citada acima foi utilizada uma água residual sintética com concentrações de nitratos de 2 mg L⁻¹ pelo que pode influenciar os resultados obtidos para este parâmetro.

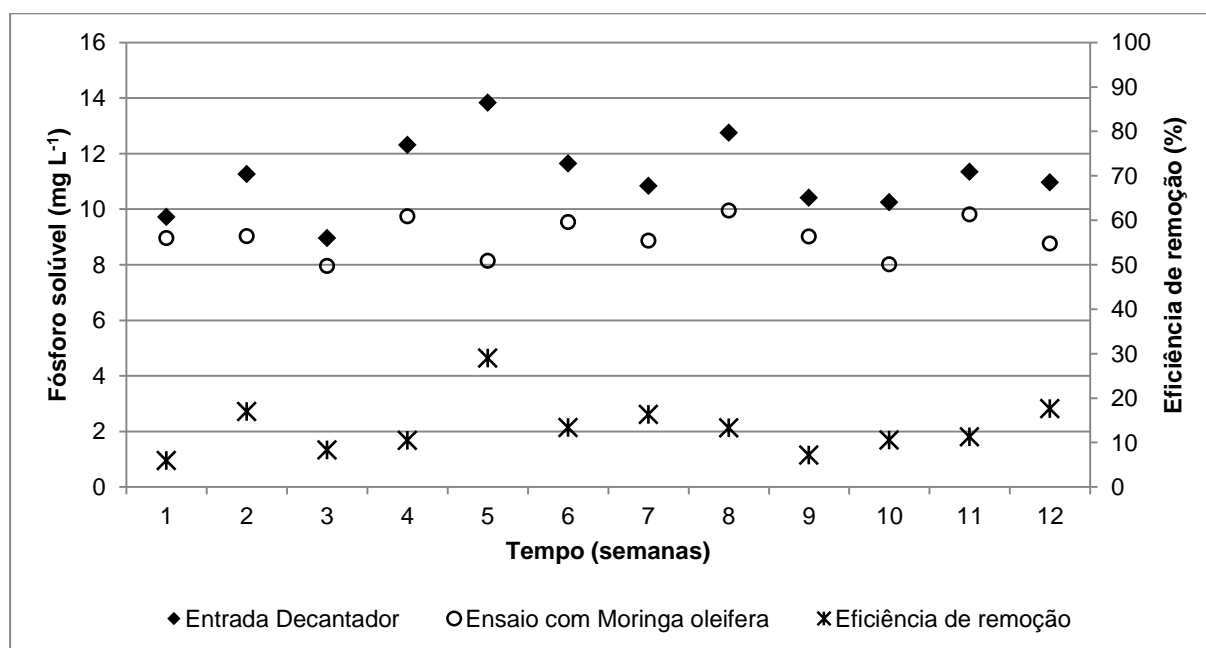


Figura 4. 22: Fósforo solúvel do afluente do decantador primário e ensaio com sementes de *M. oleífera*.

Com base na Figura 4.22 observa-se que há uma diminuição de concentração de fósforo solúvel no ensaio com sementes de *M. oleífera*, apresentando uma eficiência de remoção mais baixa do que a observada no efluente do tratamento primário – cerca de 13%. Considerando a literatura consultada este cenário já seria esperado, isto é, que o ensaio com sementes de *M. oleífera* removesse fósforo solúvel presente na água residual.

De uma maneira geral, o processo de CF com sementes de *M. oleífera* apresenta eficiências de remoção mais elevadas do que as referidas para o processo convencional de tratamento. Este facto é indicador que o uso deste biopolímero pode ser um recurso a ser utilizado para possível otimização desta etapa de tratamento.

No Quadro 4.3 encontram-se resumidas as eficiências de remoção atingidas pelo decantador primário de Beírolas e as alcançadas pelo ensaio com sementes de *M. oleífera*. Observa-se que há um aumento nas eficiências de remoção, à exceção do parâmetro Fósforo solúvel.

Quadro 4. 3: Eficiências de remoção com e sem sementes de *M. oleífera*.

Parâmetro	Sem <i>M. oleífera</i>			Com <i>M. oleífera</i>	
	Entrada Decantador	Saída Decantador	Eficiência de remoção (%)	Saída Decantador	Eficiência de remoção (%)
Turbidez (NTU)	583	89	83	74	86
CQO (mg L ⁻¹)	932	269	66	208	73
CBO ₅ (mg L ⁻¹)	625	230	59	180	66
ST (mg L ⁻¹)	1361	822	35	672	46
SST (mg L ⁻¹)	569	135	71	94	79
Nitratos (mg L ⁻¹)	11,5	10,5	8	9,5	18
Fósforo solúvel (mg L ⁻¹)	11,2	8,9	19	9,6	13

4.3 Cenário de referência

Neste capítulo foi esquematizado o cenário atual do subsistema de Beírolas, tendo em conta alguns pressupostos e os valores obtidos em laboratório. No Quadro 4.3 são apresentados os pressupostos utilizados no cálculo dos balanços mássicos.

Quadro 4. 4: Pressupostos utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário de referência.

Pressupostos			Fonte
Características do afluente primário			
Q ₁	42170,0	m ³ dia ⁻¹	AdP
Concentração SST _{AP}	569,0	mg SST L ⁻¹	Este estudo
Concentração CQO _{AP}	932,0	mg CQO L ⁻¹	Este estudo
Características do efluente primário			
Q ₂	39013,0	m ³ dia ⁻¹	Este estudo
Concentração SST _{EP}	136,0	mg SST L ⁻¹	Este estudo
Concentração CQO _{EP}	269,0	mg CQO L ⁻¹	Este estudo
Características das lamas primárias			
Q _{LP}	3157,0	m ³ dia ⁻¹	AdP
Espessador gravítico			
η SST	90,0	%	(Metcalf and Eddy, 1991)
Concentração de SST nas lamas espessadas (CSST _{LP_E})	60,88	kg SST m ⁻³	(Santos, 2012)
Sólidos voláteis nas lamas espessadas	60,0	%	(Metcalf and Eddy, 1991)
Características gerais			
Rendimento bacteriano observado (Y _{obs})	0,375	mg SSV mg ⁻¹ CBO ₅	(Metcalf and Eddy, 1991)
SST no tanque de sedimentação (X _r)	10000,0	mg SST L ⁻¹	(Santos, 2012)
Energia fornecida no arejamento	0,7 – 2,0	kW h kg ⁻¹ CQO	(Harleman and Murcott, 2014)
Características do efluente secundário			
Concentração SST _{ES}	35,0	mg SST L ⁻¹	Decreto-Lei 152/97
Concentração CBO ₅ _{ES}	25,0	mg CBO ₅ L ⁻¹	Decreto-Lei 152/97
Concentração CBO ₅ solúvel (S)	3,0	mg CBO ₅ L ⁻¹	(Santos, 2012)
Espessador por flotação por ar dissolvido			
η SST	90,0	%	(Metcalf and Eddy, 1991)
Concentração de SST nas lamas espessadas (CSST _{LS_E})	40,2	kg SST m ⁻³	(Santos, 2012)
Sólidos voláteis nas lamas espessadas	80,0	%	(Metcalf and Eddy, 1991)
Características da digestão anaeróbia			
Sólidos voláteis destruídos na digestão	50,0	%	(Metcalf and Eddy, 1991)
Eficiência de conversão em energia elétrica	35-40	%	(Caseiro, 2005)
Eficiência de conversão em energia térmica	50-55	%	(Caseiro, 2005)
Produção específica de biogás	1	m ³ biogás kg ⁻¹ SSV	(Caseiro, 2005)
PCI biogás	6,4	kW h m ⁻³	(Caseiro, 2005)

Após estabelecer os pressupostos acima apresentados foram calculados parâmetros necessários para elaborar os balanços mássicos e estimar a produção de energia elétrica. No Quadro 4.4 são apresentados os valores calculados.

Quadro 4. 5: Valores calculados utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário de referência.

Características do afluente primário		
Carga SST _{AP}	23994,7	kg SST dia ⁻¹
Carga CQO _{AP}	39302,4	kg CQO dia ⁻¹
Características do efluente primário		
Carga SST _{EP}	5305,8	kg SST dia ⁻¹
Carga CQO _{EP}	10494,5	kg CQO dia ⁻¹
Características das lamas primárias		
Carga SST _{LP}	18689,0	kg SST dia ⁻¹
Características das lamas primárias espessadas		
Q _{LP_E}	276,3	m ³ dia ⁻¹
Carga SST _{LP_E}	16820,1	kg SST dia ⁻¹
Características das lamas secundárias		
Produção de lamas diárias em SSV (P _{x_SSV})	1604,6	kg SSV dia ⁻¹
Produção de lamas diárias em SST (P _{x_SST})	2005,8	kg SST dia ⁻¹
Q _{LS}	200,6	m ³ dia ⁻¹
Carga SST _{LS}	640,3	kg SST dia ⁻¹
Características das lamas secundárias espessadas		
Q _{LS_E}	14,3	m ³ dia ⁻¹
Carga SST _{LS_E}	576,3	kg SST dia ⁻¹
Características das lamas digeridas		
Q _{LDA}	290,6	m ³ dia ⁻¹
Carga SST _{LDA}	17396,3	kg SST dia ⁻¹
Carga SSV _{LDA}	10553,1	kg SSV dia ⁻¹
Carga SSV _{LDA_removido}	5276,5	kg SSV dia ⁻¹
Produção de biogás	5276,5	m ³ dia ⁻¹
Produção de energia térmica	16,9	MW h dia ⁻¹
Produção de energia elétrica	11,8	MW h dia ⁻¹

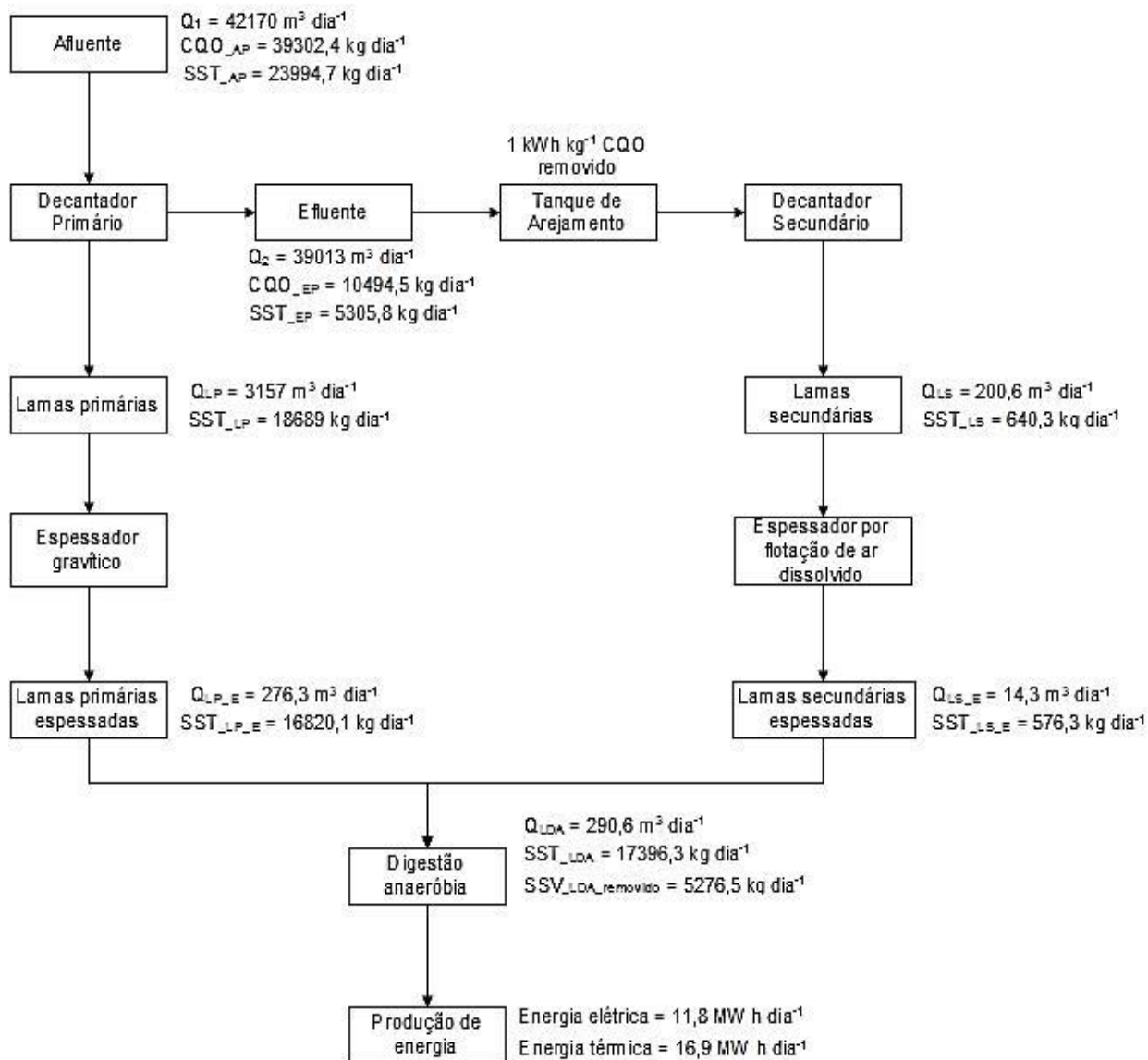


Figura 4. 23: Cenário de referência do subsistema de Beirolas.

Na Figura 4.23 observa-se, esquematicamente, a situação de referência do subsistema de Beirolas. É possível verificar a elevada carga orgânica, expressa em CQO, que aflui à ETAR, cerca de $39,3 \times 10^3 \text{ kg dia}^{-1}$, e a carga orgânica, expressa em CQO, do efluente do tratamento primário, cerca de $10,5 \times 10^3 \text{ kg dia}^{-1}$. Assumindo uma eficiência de remoção de CQO de 25%, no tratamento secundário, é necessário fornecer cerca de 2624 kW h ao tanque de arejamento. Verifica-se que a quantidade de lamas reencaminhadas para digestão anaeróbia é de $290,6 \text{ m}^3$ por dia, removendo cerca de 5200 kg de SSV. Utilizando o fator de conversão, já referido anteriormente, estimou-se uma produção de energia elétrica e térmica de $11,8 \text{ MW h dia}^{-1}$ e $16,9 \text{ MW h dia}^{-1}$, respetivamente.

Os valores utilizados na determinação dos balanços mássicos acima representados são valores estimados e calculados segundo algumas referências, não sendo valores reais de projeto.

4.4 Cenário exploratório de otimização

Neste capítulo foi esquematizado o cenário exploratório de otimização (Figura 4.24) tendo em conta os resultados obtidos nos ensaios em *Jar-test*. Alguns pressupostos são idênticos aos utilizados na elaboração do cenário de referência, nomeadamente as características do afluente primário, do espessador gravítico, do espessador por flotação de ar dissolvido, as características do efluente secundário e da digestão anaeróbia. Posto isto, nos Quadros 4.5 e 4.6 apenas são apresentados os pressupostos variáveis e os valores calculados referentes aos ensaios de CF com sementes de *M. oleifera*, respetivamente.

Quadro 4. 6: Pressupostos utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário exploratório de otimização.

Pressupostos			Fonte
Características do efluente primário			
Q_2	39013,0	$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$	Este estudo
Concentração SST _{EP}	95,0	mg SST L^{-1}	Este estudo
Concentração CQO _{EP}	208,0	mg CQO L^{-1}	Este estudo
Características das lamas primárias			
Q_{LP}	3157,0	$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$	AdP

Quadro 4. 7: Valores calculados utilizados no cálculo dos balanços mássicos referentes ao cenário exploratório de otimização.

Características do efluente primário		
Carga SST _{EP}	3706,2	kg SST dia^{-1}
Carga CQO _{EP}	8114,7	kg CQO dia^{-1}
Características das lamas primárias		
Carga SST _{LP}	20288,5	kg SST dia^{-1}
Características das lamas primárias espessadas		
Q_{LP_E}	299,9	$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$
Carga SST _{LP_E}	18259,6	kg SST dia^{-1}
Características das lamas secundárias		
Produção de lamas diárias em SSV (P_{x_SSV})	1246,2	kg SSV dia^{-1}
Produção de lamas diárias em SST (P_{x_SST})	1557,7	kg SST dia^{-1}
Q_{LS}	155,8	$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$
Carga SST _{LS}	192,3	kg SST dia^{-1}
Características das lamas secundárias espessadas		
Q_{LS_E}	4,3	$\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$
Carga SST _{LS_E}	173,0	kg SST dia^{-1}

Características das lamas digeridas

Q_{LDA}	304,2	$m^3 \text{ dia}^{-1}$
Carga SST_LDA	18432,7	kg SST dia^{-1}
Carga SSV_LDA	11094,2	kg SSV dia^{-1}
SSV_LDA_removido	5547,1	kg SSV dia^{-1}
Produção de biogás	5547,1	$m^3 \text{ dia}^{-1}$

Produção de energia térmica 17,7 MW h dia⁻¹

Produção de energia elétrica 12,4 MW h dia⁻¹

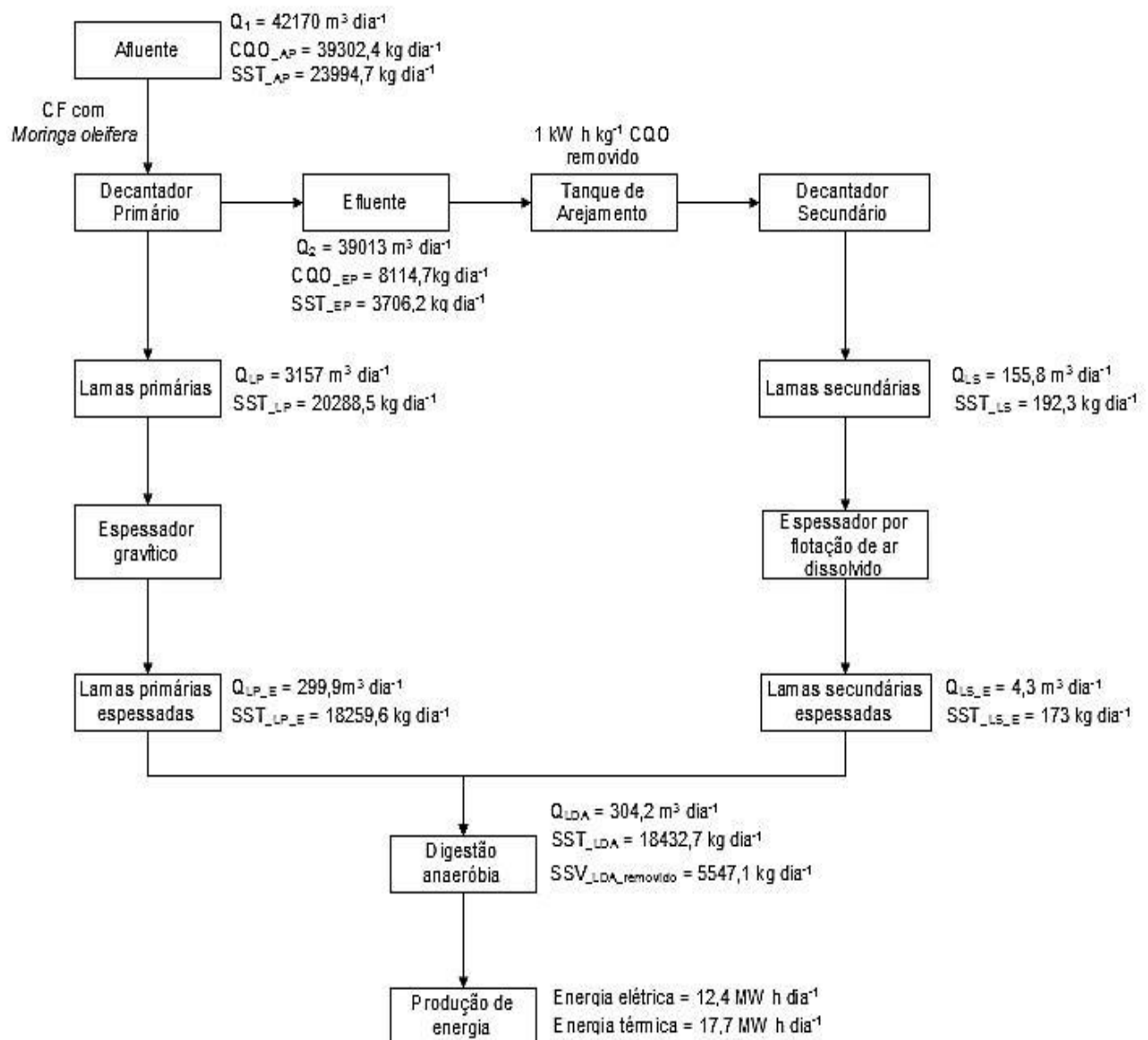


Figura 4. 24: Cenário exploratório de otimização.

Pela observação das Figuras 4.23 e 4.24, verifica-se que há a diminuição de, aproximadamente, 20% de carga orgânica do efluente do decantador, com as sementes de *M. oleífera*. Tendo em conta uma eficiência de remoção de CQO de 25€, no tratamento secundário, é necessário fornecer cerca de 2029 kW h ao tanque de arejamento. Esta redução de energia fornecida traduz-se num ganho anual de 30 350 € - admitindo que o custo por kW h é de 0,1398€, segundo a Energias de Portugal (EDP)

Comparativamente ao processo convencional instalado, representado na Figura 4.23, através da CF com o biopolímero, verifica-se que há um aumento de SSV nas lamas de digestão anaeróbia, incrementando assim a produção de energia elétrica e térmica, em cerca de 5%. Este aumento de produção de energia e posterior introdução no sistema da ETAR diminui os custos associados à energia fornecida pela companhia de eletricidade. Os resultados positivos a nível do arejamento e da digestão anaeróbia devem ser encarados com precaução, uma vez que apenas estão a ser analisados os ganhos energéticos.

No entanto, para o processo de CF é necessário fornecer energia, se for por meios mecânicos. Por isso, para obter um balanço de energia correto, é necessário saber a energia consumida pela agitação. Este valor depende do tipo de agitador e do tempo de agitação mas, seguramente, são valores relativamente baixos, pelo que podem ser desprezados numa primeira abordagem.

Os valores utilizados são apenas valores teóricos de carga orgânica e não foram tidos em conta o consumo de energia pelo processo de CF e os custos a ter com a *M. oleífera*. Na realidade, os balanços energéticos dependem de outros fatores que não foram contemplados. Há necessidade de acompanhar a linha global de tratamento para tirar conclusões mais sustentadas.

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente a adoção de técnicas com elevada eficiência de descontaminação, simplicidade de execução e de baixos custos económicos tem vindo a aumentar. Há a crescente preocupação de tornar o processo de tratamento de águas residuais mais sustentável, otimizando algumas fases do processo e produzindo energia através dos subprodutos gerados. Este estudo pretendeu contribuir para otimizar o desempenho geral do tratamento primário da ETAR de Beírolas, incorporando o processo coagulação-floculação com sementes de *M. oleifera*.

O uso de sementes de *M. oleifera* demonstrou que este biopolímero apresenta elevadas eficiências de remoção de poluentes do efluente. Relativamente à turbidez, apesar de não ser um poluente, apresentou uma eficiência média de remoção de 86%. No que diz respeito à matéria orgânica, expressa em CQO e CBO₅, o uso de sementes *M. oleifera* na coagulação-floculação apresentou valores de eficiência de remoção de 73% e 66%, respetivamente. Comprovou-se que o uso de sementes de *M. oleifera* não afeta o pH e a condutividade elétrica. Em relação aos sólidos verificam-se eficiências de remoção de 46% para os ST e de 79% para os SST. Na remoção de nutrientes, como nitratos e fósforo solúvel, foram obtidas eficiências de remoção de 18% e 13%, respetivamente.

Comparativamente ao processo convencional de tratamento, a aplicação de sementes de *M. oleifera* apresenta resultados globais positivos. A redução significativa de matéria orgânica no efluente traduz um consumo energético menor no tratamento secundário, uma vez que será reduzida a energia fornecida para o arejamento. Relativamente às lamas geradas pela CF com o biopolímero verifica-se um aumento de carga orgânica e de caudal, originando uma lama de melhor qualidade para a digestão anaeróbia. A produção de biogás e de energia elétrica através da otimização com CF é superior à do cenário de referência.

O tempo de elaboração da dissertação não permitiu um estudo mais aprofundado das potencialidades das sementes de *M. oleifera*, ao nível da redução de energia fornecida ao tratamento secundário e da qualidade das lamas geradas. Para ter resultados mais reais é imprescindível a repetição destes ensaios à escala piloto e um estudo mais alargado sobre a quantidade de sementes de *M. oleifera* a ser aplicada e uma análise comparativa às lamas geradas, ao nível do tratamento convencional ou do ensaio.

Os cenários apresentados foram meros estudos exploratórios, elaborados com valores teóricos e não representam, certamente, toda a realidade dos factos. Realça-se a importância da exploração do projeto de incorporação do mecanismo de coagulação-floculação, tendo em conta a localização, o tipo e potência dos sistemas de agitação, de modo a obter custos de exploração reais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AdP, 2009. Relatório da semana do ambiente: 1-5 de Junho. Águas de Portugal.

Aizenchtadt, E., Ingman, D., Friedler, E., 2008. Quality control of wastewater treatment: A new approach. *European Journal of Operational Research* 189, 445–458.

Akhtar, M., Hasany, S., Bhanger, M.I., Iqbal, S., 2007. Sorption potential of *Moringa oleifera* pods for the removal of organic pollutants from aqueous solutions. *Journal of hazardous materials* 141, 546–56.

APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed, American Public Health Association.

Bancessi, A.M., 2009. Valorização agronómica/energética de lamas de ETAR: Estudo de caso da ETAR de Beirolos. Dissertação para obtenção de Grau Metre em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 106.

Barroso, A.F.S., 2012. Avaliação do desempenho de uma ETAR de lamas ativadas através do estudo das comunidades microbiológicas do licor misto. Dissertação para obtenção de Grau Metre em Biologia e gestão da Qualidade da Água. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto. 106.

Batstone, D.J., Virdis, B., 2014. The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Current Opinion in Biotechnology* 27, 142–149.

Beltrán-Heredia, J., Sánchez-Martín, J., Muñoz-Serrano, A., Peres, J.A., 2012. Towards overcoming TOC increase in wastewater treated with *Moringa oleifera* seed extract. *Chemical Engineering Journal* 188, 40–46.

Bhatia, S., Othman, Z., Ahmad, A.L., 2007. Coagulation–flocculation process for POME treatment using *Moringa oleifera* seeds extract: optimization studies. *Chemical Engineering Journal* 133, 205–212.

Bhuptawat, H., Folkard, G.K., Chaudhari, S., 2007. Innovative physico-chemical treatment of wastewater incorporating *Moringa oleifera* seed coagulant. *Journal of hazardous materials* 142, 477–82.

Brito, A.G., Melo, L.F., 1997. A simplified analysis of reaction and mass transfer in UASB and EGSB reactors. *Environmental Technology* 18, 35–44.

Brito, A.G., Rodrigues, A.C., Melo, L.F., 1997. Feasibility of a pulsed sequencing batch reactor with anaerobic aggregated biomass for the treatment of low strength wastewaters. *Water Science Technology* 35, 193–198.

Carpinteyro-Urban, S., Torres, L.G., 2013. Use of response surface methodology in the optimization of coagulation- flocculation of wastewaters employing biopolymers. *International Journal of Environmental Research* 7, 717–726.

Caseiro, J., 2005. Aproveitamento de biogás: Legislação, tecnologias e casos práticos. Seminário sobre aplicação em Portugal e na União Europeia das Directivas Incidentes no Ciclo Urbano da Água. Covilhã, Universidade da Beira Interior – 19 a 21 de Setembro de 2005.

CML. Empreitada de Execução da Adaptação e Completamento da Estação de Tratamento de Águas Residuais de Beirolos - Memória Descritiva e Justificativa. Câmara Municipal de Lisboa 1–64.

Congresso da IWA. Disponível em: <http://greensavers.sapo.pt/2014/09/26/a-verdade-inconveniente-do-sector-das-aguas-residuais/> (acedido em 26/9/2014).

Costa, C.F.A., 2013. Avaliação da capacidade adsorvente de sementes de Moringa oleifera no tratamento de águas residuais. Relatório para obtenção do grau de Licenciatura em Biotecnologia. Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária. Minho 1–58.

Cristóvão, R.O., Botelho, C.M., Martins, R.J.E., Loureiro, J.M., Boaventura, R.A.R., 2014. Primary treatment optimization of a fish canning wastewater from a Portuguese plant. Water Resources and Industry 1–13.

Decreto-Lei n.º 152/97. Diário da República n.º 139/1997 – I Série - A. Ministério do Ambiente, de 19 de Junho de 1997.

Dewil, R., Appels, L., Baeyens, J., Degre, J., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science 34, 755–781.

Di Bella, G., Giustra, M.G., Freni, G., 2014. Optimisation of coagulation/flocculation for pre-treatment of high strength and saline wastewater: Performance analysis with different coagulant doses. Chemical Engineering Journal 254, 283–292.

Díaz, S.D., Peña, L.V., Cabrera, E.G., Soto, M.M., Cabezas, L.M.V., Sánchez, L.R.B., 2012. Effect of previous coagulation in direct ultrafiltration of primary settled municipal wastewater. Desalination 304, 41–48.

Duarte, E., 2011. Manual de apoio às aulas teóricas da Unidade Curricular de Tratamento de Águas, Efluentes e Resíduos. Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia. Lisboa 1–171.

Duarte, E., Fragoso, R.A., 2013. Manual de apoio à Unidade Curricular de Tecnologias de Tratamento de Águas e Águas Residuais. Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia. Lisboa 1–115.

ETAR de Beirolas, Lisboa - Saneamento de Águas Residuais - Galeria - AdP - Aguas de Portugal. Disponível em: <http://www.adp.pt/content/index.php?action=detailfo&rec=2859&t=ETAR-de-Beirolas--Lisboa> (acedido em 10/4/2014).

Ferreira, F.M.S., 2009. Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's - Possibilidade de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica. Dissertação para obtenção de Grau Mestre em Engenharia Química. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto. 100.

Ferreira, P.M., Farias, D.F., Oliveira, J.T.A., Carvalho, A.F.U., 2008. Moringa oleifera: bioactive compounds and nutritional potential. Revista de Nutrição 21, 431–437.

Ghebremichael, K.A., Gunaratna, K.R., Henriksson, H., Brumer, H., Dalhammar, G., 2005. A simple purification and activity assay of the coagulant protein from Moringa oleifera seed. Water research 39, 2338–44.

Guida, M., Mattei, M., Della Rocca, C., Melluso, G., Meriç, S., 2007. Optimization of alum-coagulation/flocculation for COD and TSS removal from five municipal wastewater. Desalination 211, 113–127.

Halim, D., 2012. Energy Recovery in Wastewater Treatment. Report. City College of New York. Department of Civil Engineering 19.

Hanjie, Z., 2010. Sludge treatment to increase biogas production. Degree Project. KTH Land and Water 1–23.

Harleman, D.R.F., Murcott, S., 2014. An innovative approach to urban wastewater treatment in the developing world. International Water Association (IWA) Congress 1–11.

Inman, D.C., 2004. Comparative studies of alternative anaerobic digestion technologies. Dissertação para obtenção de Grau Metre em Engenharia do Ambiente. Virginia Polytechnic Institute and State University. 81.

Jadhav, M.V., Mahajan, Y.S., 2012. Study on locally available coagulant (*Moringa oleifera*) for removal of turbidity from water. Journal of Environmental Research and Development 7, 361–367.

Kalavathy, H., Miranda, R.L., 2010. *Moringa oleifera*—A solid phase extractant for the removal of copper, nickel and zinc from aqueous solutions. Chemical Engineering Journal 158, 188–199.

Katayon, S., Noor, M.J.M.M., Asma, M., Ghani, L.A.B., Thamer, A.M., Azni, I., Ahmad, J., Khor, B.C., Suleyman, A.M., 2006. Effects of storage conditions of *Moringa oleifera* seeds on its performance in coagulation. Bioresource technology 97, 1455–60.

Kavitha, C., Ramesh, M., Kumaran, S.S., Lakshmi, S.A., 2012. Toxicity of *Moringa oleifera* seed extract on some hematological and biochemical profiles in a freshwater fish, *Cyprinus carpio*. Experimental and toxicologic pathology: official journal of the Gesellschaft für Toxikologische Pathologie 64, 681–7.

Kituyi, J.L., Foulkes, M., Worsfold, P., Ongulu, R.A., Kiplagat, A., Gachanja, A., 2013. Efficiency of pre-treated *Moringa oleifera* for the removal of Cd²⁺ and Zn²⁺ ions from wastewaters. Ecohydrology & Hydrobiology 13, 267–271.

Lea, M., 2010. Bioremediation of turbid surface water using seed extract from *Moringa oleifera* Lam. (drumstick) tree. Current protocols in microbiology Chapter 1, Unit1G.2.

Lenhari, J.L.B., Hussar, G.J., 2010. Comparação entre o uso da *Moringa oleifera* lam e de polímeros industriais no tratamento físico-químico do efluente de indústria alimentícia. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal 7, 33–42.

López-Maldonado, E.A., Oropeza-Guzman, M.T., Jurado-Baizaval, J.L., Ochoa-Terán, A., 2014. Coagulation-flocculation mechanisms in wastewater treatment plants through zeta potential measurements. Journal of hazardous materials 279C, 1–10.

Mangale, S.M., Chonde, S.G., Jadhav, A.S., Raut, P.D., 2012a. Study of *Moringa oleifera* (Drumstick) seed as natural absorbent and antimicrobial agent for river water treatment. Journal of Natural Product and Plant Resource 2, 89–100.

Mangale, S.M., Chonde, S.G., Raut, P.D., 2012b. Use of *Moringa oleifera* (Drumstick) seed as natural absorbent and an antimicrobial agent for ground water treatment. Research Journal of Recent Sciences 1, 31–40.

Menendez, M., Black, P.E., 2010. How we use energy at wastewater plants and how we can use less. NC AWWA-WEA 90th Annual Conference.

Metcalf, Eddy, 1991. Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse. MacGraw-Hill, Inc.

Moyo, B., Masika, P.J., Hugo, A., Muchenje, V., 2011. Nutritional characterization of *Moringa* (*Moringa oleifera* Lam.) leaves. African Journal of Biotechnology 10, 12925–12933.

Muttamara, S., 1996. Wastewater characteristics. *Resources, Conservation and Recycling* 16, 145–159.

Ndabigengere, A., Narasiah, K.S., 2010. Use of Moringa Oleifera Seeds as a Primary Coagulant in Wastewater Treatment. *Environmental Modelling & Software* 19, 789–800.

Ndabigengesere, A., Narasiah, K.S., 1998. Quality of water treated by coagulation using Moringa oleifera seeds. *Water Research* 32, 781–791.

Ndabigengesere, A., Narasiah, K.S., Talbot, B.G., 1995. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using Moringa oleifera. *Water Research* 29, 703–710.

Nishi, L., Vieira, A.M.S., Vieira, M.F., Bongiovani, M., Camacho, F.P., Bergamasco, R., 2012. Hybrid process of coagulation/flocculation with Moringa oleifera followed by ultrafiltration to remove Microcystis sp. cells from water supply. *Procedia Engineering* 42, 865–872.

Nowak, O., Enderle, P., Varbanov, P., 2014. Ways to optimize the energy balance of municipal wastewater systems : lessons learned from Austrian applications. *Journal of Cleaner Production* 1–7.

Okuda, T., Baes, A.U., Nishijima, W., Okada, M., 2001. Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in Moringa oleifera seeds. *Water Research* 35, 830–834.

Paterniani, J.E., Mantovani, M.C., Anna, M.R.S., 2009. The use of Moringa oleifera seeds for treatment of surface water. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 13, 765–771.

Paula, H.M., Ilha, M.S.O., Andrade, L.S., 2014. Concrete plant wastewater treatment process by coagulation combining aluminum sulfate and Moringa oleifera powder. *Journal of Cleaner Production* 76, 125–130.

Peeters, J., Vicevic, G., Koops, H., 2014. The role of innovative technologies in achieving energy neutral wastewater treatment. *International Water Association (IWA) Congress* 4–6.

Poumaye, N., Mabingui, J., Lutgen, P., Bigan, M., 2012. Contribution to the clarification of surface water from the Moringa oleifera: Case M'Poko River to Bangui, Central African Republic. *Chemical Engineering Research and Design* 90, 2346–2352.

Pritchard, M., Craven, T., Mkandawire, T., Edmondson, A.S., O'Neill, J.G., 2010. A comparison between Moringa oleifera and chemical coagulants in the purification of drinking water – An alternative sustainable solution for developing countries. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 35, 798–805.

Ribeiro, A.T.A., 2010. Aplicação da moringa oleifera no tratamento de água para consumo humano. *Dissertação para obtenção de Grau Metre em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto.* 98.

Rocha, H.T.F., 2013. Utilização de redes neuronais artificiais na gestão de processos de digestão anaeróbia. *Dissertação para obtenção de Grau Metre em Engenharia Civil. Instituto Superior de Engenharia do Porto. Porto.* 197.

Sánchez-Martín, J., Ghebremichael, K., Beltrán-Heredia, J., 2010. Comparison of single-step and two-step purified coagulants from Moringa oleifera seed for turbidity and DOC removal. *Bioresource technology* 101, 6259–61.

Santana, C.R., Pereira, D.F., Araújo, N.A., Cavalcanti, B., Francisco, G., 2010. Physical chemical characterization of the Moringa lam (Moringa oleifera lam). *Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais, Campina Grande* 12, 55–60.

Santos, A.F.S., Paiva, P.M.G., Teixeira, J.A.C., Brito, A.G., Coelho, L.C.B.B., Nogueira, R., 2012. Coagulant properties of Moringa oleifera protein preparations: application to humic acid removal. *Environmental Technology* 33, 69–75.

Santos, J.F.S., 2012. Metodologia de tratamento de lamas e organização do balanço de massas. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia na Área de Especialização de Hidráulica. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa. Lisboa 116.

Sarparastzadeh, H., Saeedi, M., Naeimpoor, F., Aminzadeh, B., 2007. Pretreatment of municipal wastewater by enhanced chemical coagulation. *International Journal of Environmental Research* 1, 104–113.

Sengupta, M.E., Keraita, B., Olsen, A., Boateng, O.K., Thamsborg, S.M., Pálsdóttir, G.R., Dalgaard, A., 2012. Use of Moringa oleifera seed extracts to reduce helminth egg numbers and turbidity in irrigation water. *Water research* 46, 3646–56.

SIMTEJO - Loures. Disponível em:

http://www.simtejo.pt/subsistemas.aspx?lang=pt&id_class=88&item=38 (acedido em 10/4/2014).

Sonune, A., Ghate, R., 2004. Developments in wastewater treatment methods. *Desalination* 167, 55–63.

Spellman, F.R., 2010. *Spellman's Standard Handbook for Wastewater Operators - Fundamental level*. Technomic Publishing Company.

Topare, N.S., Attar, S.J., Manfe, M.M., 2011. Sewage/wastewater treatment technologies: a review. *Scientific Reviews & Chemical Communications* 1, 18–24.

Tyagi, V.K., Lo, S., 2013. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25, 708–728.

Umesh, S., Swati, S., Kansingh, B., Mayank, V., 2013. Activated sludge treatment process to increase biogas production - A need of present energy crisis scenario. *International Journal of Scientific Research and Reviews* 2, 147–166.

Von Sperling, M., 2007. *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. Choice Reviews Online. IWA Publishing.